

MOGELIJKE GEVOLGEN VAN ANORGANISCHE EN ORGANISCHE
STOFFEN IN BAGGERSPECIEDEPOTS VOOR DAAR AANWEZIGE
OF ZICH ONTWIKKELENDE BODEM- EN ZOÖFAUNA

L.H.H.van Vliet

RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
VESTIGING TEXEL
Postbus 59, 1790 AB Den Burg, Texel
tel. 02226 - 343

Studie voor de dienst Gemeentewerken Rotterdam
in het kader van de studie Inrichting Loswallen

RIN-rapport 85/8

223117

Rijksinstituut voor Natuurbeheer
Arnhem

1985

BERLIDF-REK
RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
POSTBUS 3201
6800 HB ARNHEM-NEDERLAND

RIN-RAPPORT.T

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD	i
DANKWOORD	ii
1 INLEIDING	1
2 ENKELE ASPECTEN VAN RISICO-ANALYSE VOOR BAGGERSPECIEDEPOTS	3
2.1 Inleiding	3
2.2 Terreinverkenning	4
2.3 Beschouwing van de soortensamenstelling	6
2.4 Transport van verontreinigingen in voedselketens	7
2.5 Uitgangspunten van risico-analyse	13
3 ZWARE METALEN	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Lood (Pb)	19
3.2.1 Inleiding	19
3.2.2 Bodem	20
3.2.3 Planten	21
3.2.4 Strooisellaag	23
3.2.5 Micro-organismen en paddestoelen	23
3.2.6 Ongewervelde dieren	25
3.2.6.1 Inleiding	25
3.2.6.2 Regenwormen	25
3.2.6.3 Pissebedden	27
3.2.6.4 Slakken	28
3.2.6.5 Springstaarten	28
3.2.7 Gewervelde dieren	29

INHOUDSOPGAVE (VERVOLG)

3.2.7.1	Inleiding	29
3.2.7.2	Amfibieën	30
3.2.7.3	Konijnen en hazen	30
3.2.7.4	Muizen	32
3.2.7.5	Vogels	35
3.2.8	Samenvatting	35
3.3	Kwik (Hg)	36
3.3.1	Inleiding	36
3.3.2	Bodem	36
3.3.3	Planten	38
3.3.4	Strooisellaag	39
3.3.5	Micro-organismen en paddestoelen	40
3.3.6	Regenwormen	41
3.3.7	Gewervelde dieren	43
3.3.7.1	Inleiding	43
3.3.7.2	Muizen	44
3.3.7.3	Vogels	45
3.3.8	Samenvatting	45
3.4	Cadmium (Cd)	46
3.4.1	Inleiding	46
3.4.2	Bodem	46
3.4.3	Planten	47
3.4.4	Strooisellaag	48
3.4.5	Micro-organismen en paddestoelen	48
3.4.6	Ongewervelde dieren	49
3.4.6.1	Inleiding	49
3.4.6.2	Regenwormen	50
3.4.6.3	Pissebedden	51

INHOUDSOPGAVE (VERVOLG)

3.4.6.4	Slakken	51
3.4.7	Gewervelde dieren	52
3.4.7.1	Inleiding	52
3.4.7.2	Konijnen en hazen	53
3.4.7.3	Muizen	53
3.4.7.4	Vogels	54
3.4.8	Samenvatting	55
3.5	Arseen (As)	55
3.5.1	Inleiding	55
3.5.2	Bodem	56
3.5.3	Planten	56
3.5.4	Strooisellaag	58
3.5.5	Micro-organismen en paddestoelen	58
3.5.6	Ongewervelde dieren	59
3.5.7	Gewervelde dieren	59
3.5.7.1	Inleiding	59
3.5.7.2	Konijnen	59
3.5.7.3	Muizen	60
3.5.8	Samenvatting	60
3.6	Chroom (Cr), Nikkel (Ni), Koper (Cu), Zink (Zn) en IJzer (Fe)	61
3.6.1	Inleiding	61
3.6.2	Bodem	61
3.6.3	Planten	62
3.6.4	Strooisellaag	63
3.6.5	Micro-organismen	64
3.6.6	Ongewervelde dieren	64
3.6.6.1	Inleiding	64
3.6.6.2	Regenwormen	65

INHOUDSOPGAVE (VERVOLG)

3.6.6.3 Pissebedden	67
3.6.7 Gewervelde dieren	68
3.6.8 Samenvatting	68
4 GECHLOREERDE KOOLWATERSTOFFEN (CKW's)	70
4.1 Inleiding	70
4.2 Hexachloorbenzeen (HCB)	70
4.2.1 Inleiding	70
4.2.2 Bodem	71
4.2.3 Planten	71
4.2.4 Ongewervelde dieren	72
4.2.4.1 Inleiding	72
4.2.4.2 Regenwormen	72
4.2.4.3 Slakken	73
4.2.5 Gewervelde dieren	74
4.2.5.1 Inleiding	74
4.2.5.2 Muizen	75
4.2.5.3 Vogels	76
4.2.6 Samenvatting	77
4.3 Drinnen	77
4.3.1 Inleiding	77
4.3.2 Bodem	78
4.3.3 Planten	79
4.3.4 Micro-organismen	81
4.3.5 Ongewervelde dieren	81
4.3.6 Gewervelde dieren	82
4.3.6.1 Inleiding	82
4.3.6.2 Muizen	83

INHOUDSOPGAVE (VERVOLG)

4.3.6.3	Ratten	83
4.3.6.4	Vogels	84
4.3.7	Samenvatting	85
4.4	pp'DDT, pp'DDE en pp'DDD	86
4.4.1	Inleiding	86
4.4.2	Bodem	87
4.4.3	Planten	88
4.4.4	Micro-organismen	89
4.4.5	Ongewervelde dieren	89
4.4.5.1	Inleiding	89
4.4.5.2	Regenwormen	90
4.4.6	Gewervelde dieren	91
4.4.6.1	Inleiding	91
4.4.6.2	Muizen	91
4.4.6.3	Ratten	92
4.4.6.4	Vogels	93
4.4.7	Samenvatting	94
4.5	Polychloorbifenylen (PCB's)	95
4.5.1	Inleiding	95
4.5.2	Bodem	96
4.5.3	Planten	97
4.5.4	Micro-organismen en schimmels	98
4.5.5	Ongewervelde dieren	99
4.5.6	Gewervelde dieren	101
4.5.6.1	Inleiding	101
4.5.6.2	Konijnen	101
4.5.6.3	Muizen	102
4.5.6.4	Ratten	103
4.5.6.5	Vogels	104

INHOUDSOPGAVE (VERVOLG)

4.5.6.6 Carnivore zoogdieren	105
4.5.7 Samenvatting	106
5 POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOOLWATERSTOFFEN (PAK's)	107
5.1 Inleiding	107
5.2 Bodem	108
5.3 Planten	109
5.4 Micro-organismen en schimmels	111
5.5 Ongewervelde dieren	111
5.6 Gewervelde dieren	112
5.6.1 Inleiding	112
5.6.2 Amfibieën	113
5.6.3 Muizen	113
5.6.4 Vogels	115
5.7 Samenvatting	115
6 EINDEVALUATIE	116
6.1 Inleiding	116
6.2 Evaluatie risicogroepen	117
6.3 Discussie	119
6.4 Conclusies	121
6.5 Aanbevelingen voor verder onderzoek	122
APPENDIX 1: Toelichting op de bemonstering en analyse van baggerspecie	123

INHOUDSOPGAVE (VERVOLG)

BIJLAGE 1 : Analyseresultaten havenslib klasse 3	125
BIJLAGE 2a: Plantensoorten van de Broekpolder	127
BIJLAGE 2b: Zoogdiersoorten in Midden-Delfland, en hun voedselpakket	129
BIJLAGE 2c: Vogelsoorten van Midden-Delfland	131
LITERATUUR	135

VOORWOORD

Onderzoek naar de relatie tussen gehalten aan verontreinigingen in de bodem en het gedrag alsmede de effecten van deze stoffen in voedselketens neemt al enige tijd een belangrijke plaats in binnen het onderzoekprogramma van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Vanuit deze specifieke interesse waren wij bereid om deze studie naar de mogelijke gevolgen van potentieel toxische verbindingen in baggerspeciedepots voor dieren die in en op deze bodem leven te laten uitvoeren op verzoek van de gemeente Rotterdam.

Hierbij dient duidelijk te worden gesteld dat tal van onzekerheden bestaan onder andere door het grote aantal in de specie aanwezige stoffen, over de ontwikkeling van flora en fauna op de baggerspeciedepots en ook rond de risico-analyse als werkwijze. Dit rapport moet dan ook worden gezien als een allereerste ruwe benadering van de problematiek. Desalniettemin zijn een aantal conclusies zodanig dat een waarschuwing op zijn plaats is. De geringe levenskansen voor regenwormen bijvoorbeeld treffen niet alleen een onmisbare diergroep, maar hebben ook verstrekkende negatieve gevolgen voor de vertering van organisch materiaal in de bodem. Bij dit proces spelen regenwormen een belangrijke rol bij het in de grond brengen en daarmee vermengen van bladmateriaal en bij de eerste vertering waardoor de verdere afbraak door bodemdieren en bodemmicro-organismen wordt vergemakkelijkt.

Een tweede punt is de complexiteit van ecosystemen en de daaraan gekoppelde complexiteit van de risico-analyse. Dit zorgt voor een aantal onzekere factoren in de totale analyse.

De vaststelling van een aantal enkelvoudige schadelijke effecten op afzonderlijke soorten organismen vormt echter o.i. een aanwijzing dat de drempelwaarde voor complexere, en mogelijk grootschaliger, effecten tussen verschillende soorten organismen bereikt is. Om dit vast te stellen zal aanvullend veldonderzoek moeten worden verricht, waarbij de resultaten van deze studie als uitgangspunt kunnen worden genomen.

De directie

DANKWOORD

De tot standkoming van dit rapport was niet mogelijk geweest zonder de hulp van anderen. Van de medewerkers van het RIN, die hiertoe hebben bijgedragen, wil ik in het bijzonder Herman Eijsackers bedanken voor de prettige en inspirerende samenwerking en zijn kwaliteitsbewakende commentaren op het conceptrapport.

De constructieve voortgangsgesprekken met Liesbeth Wijnen en Henjo Groenewegen, projectcoördinatoren van de Dienst Gemeentewerken te Rotterdam, heb ik ervaren als een stimulans om dit rapport naar tevredenheid af te ronden.

Tenslotte wil ik Marion Lenselink, die het geheel heeft omgezet in een goed ogend rapport, bedanken voor het vele typewerk.

1 INLEIDING

Als gevolg van de gestage aanvoer van rivier- en zeeslib in het Rotterdamse havengebied is de gemeente Rotterdam genoodzaakt de havens regelmatig uit te baggeren en op diepte te houden teneinde de havenwerkzaamheden doorgang te kunnen laten vinden. Dit betekent dat jaarlijks ongeveer 23 miljoen m³ havenslib gebaggerd moet worden (Beleidsplan SGBB 1982). Het havenslib bevat een groot aantal verontreinigingen, waaronder zware metalen, gechloreerde koolwaterstoffen (CKW's) en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). Ten gevolge van de menging van het slib afkomstig uit zee (relatief schoon) en slib afkomstig van de rivier neemt de verontreinigingsgraad in het havengebied af van oost naar west. De baggerspecie wordt onderverdeeld in 4 klassen:

- klasse 1: Specie uit het westelijke havengebied (licht verontreinigd) wordt terug gestort op zee.
- klasse 2: Specie uit het midden havengebied (matig verontreinigd) wordt deels geborgen op landlokaties, deels gestort op zee.
- klasse 3: Specie uit het oostelijke havengebied (verontreinigd) wordt geborgen op landlokaties.
- klasse 4: Lokaal ernstig verontreinigde specie wordt geborgen op specifiek ingerichte lokaties.

Van een aantal geselecteerde verontreinigingen worden regelmatig de gehalten bepaald in baggerspecie. Een toelichting op de baggerspeciesamenstelling en de gehanteerde selectiekriteria wordt gegeven in appendix 1. De analyseresultaten van baggerspecie klasse 3 zijn samengevat in bijlage 1 (Monstercampagne 1981).

Verschillende lokaties (baggerspeciedepots loswallen) in en om Rotterdam zijn de afgelopen jaren gebruikt voor berging van klasse 2 en 3 baggerspecie. Een deel van deze lokaties zal als eindbestemming extensieve recreatie hebben. In deze gebieden kunnen flora en fauna zich min of meer ongestoord ontwikkelen. Hoewel in het Beleidsplan, waarin het bergingsbeleid omschreven wordt en het als onderbouwing daartoe opgestelde Milieu Effect Rapport (SGBB 1979) aandacht geschonken is aan de mogelijke gevolgen van de verontreinigende stoffen, is aan de fauna-ontwikkeling nog weinig aandacht besteed. Vanwege deze lacune is in mei 1983 het Rijksinstituut voor Natuurbeheer benaderd door de gemeente Rotterdam, dienst Gemeentewerken, met de vraag of een studie kon worden

uitgevoerd om een redelijke schatting te verkrijgen van potentiële gevolgen voor de fauna. Na onderling overleg is hiertoe de volgende werkwijze geformuleerd:

1. Een inventariserende studie met een analyse van de aanwezige of te verwachten fauna en van een aantal globale opname- en doorgifteroutes en een compilatie van beschikbare literatuur over dosis-effect-relaties ten aanzien van de hierboven genoemde verontreinigingen.
2. Een risico-analyse waarin, voor zover mogelijk, een voorspelling gedaan wordt van de mogelijke gevolgen van de verontreinigingen voor de aanwezige of te verwachten fauna.

Met het oog op de gevolgde werkwijze en de omvang van dit onderwerp is in eerste instantie gebruik gemaakt van uitgebreid gedocumenteerde handboeken, waardoor een sneller overzicht verkregen kon worden van het type beschikbare gegevens. In tweede instantie is via artikelen specifieke, aanvullende informatie verzameld, mede aan de hand van een door PUDOC te Wageningen gemaakte computeruitdraai. Het resultaat van deze werkwijze is weergegeven in het onderhavige rapport.

Enkele aspecten van risico-analyse voor baggerspeciedepots zijn globaal besproken in hoofdstuk 2. Deze aspecten betreffen de flora- en faunasamenstelling van baggerspeciedepots, het transport van verontreinigingen door voedselketens en een aantal uitgangspunten van risico-analyses. Voorspellingen omtrent de mate van het transport in voedselketens en de kans op het optreden van toxische effecten van de verontreinigingen zijn beschreven in hoofdstuk 3 voor zware metalen, hoofdstuk 4 voor gechloreerde koolwaterstoffen en hoofdstuk 5 voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Het geheel wordt afgesloten door een samenvattende eindevaluatie in hoofdstuk 6.

2 ENKELE ASPECTEN VAN RISICO-ANALYSE VOOR BAGGERSPECIEDEPOTS

2.1 Inleiding

Een aantal factoren zijn van belang in een risico-analyse van verontreinigingen voor de aanwezige of zich ontwikkelende fauna van baggerspeciedepots. Deze factoren betreffen de aard van het terrein, de flora- en faunasamenstelling, het transport van verontreinigingen door voedselketens, en een aantal factoren die beschouwd kunnen worden als uitgangspunten van risico-analyses.

Met name in de beginfase worden baggerspeciedepots gekenmerkt door een sterk dynamisch karakter, waarbij karakteristieke ontwikkelingsstadia in een snel tempo opeenvolgen. Tijdens deze ontwikkeling vindt er een verschuiving plaats van de soortensamenstelling van planten en dieren, waarbij de diversiteit toeneemt. Voor een risico-analyse is het van belang om een indruk te hebben van de ontwikkeling van de soortensamenstelling en de voedselrelaties tussen deze soorten.

Een nauwkeurige analyse van de aanwezige of te verwachten flora en fauna en van een aantal (globale) opname- en doorgifteroutes is slechts mogelijk aan de hand van een veldonderzoek in de betreffende terreinen. Daar een dergelijk uitgebreide aanpak niet binnen het kader van een literatuuronderzoek ligt, zijn bij deze analyse andere informatiebronnen gebruikt. Op 28 september 1983 is een oriënterend bezoek gebracht aan de Oost-Abtspolder en de Broekpolder. Verder kon gebruik gemaakt worden van het rapport 'Bos op baggerspecie' (Adviesbureau Arnhem 1981), de gemeentelijke rapporten 'Broekpolder Wildbeheerplan' en 'Broekpolder Bejagingsplan 1983-1984', twee rapporten over een boombeplantingsproef in de Broekpolder (Peeters & Stuurman 1980, Peeters et al. 1983) en het verslag 'Midden-Delfland' (Mostert et al. 1982).

Laatstgenoemd verslag betreft een inventarisatie van vogels, zoogdieren, planten, vlinders en amfibieën, die gedurende enkele jaren van veldonderzoek zijn waargenomen in het gebied Midden-Delfland, met een gedeeltelijke toespitsing op enkele baggerspeciedepots. Enkele op bovenstaande bronnen gebaseerde soortenlijsten zijn opgenomen in bijlage 2. Dit overzicht biedt belangrijke gegevens over de reeds aanwezige soorten op de baggerspeciedepots en verschaft bovendien veel informatie over de

soortensamenstelling in de omliggende terreinen en geeft daarmee, uitgaande van het kolonisatiegedrag van de organismen, ook een goede indruk van de te verwachten flora en fauna.

De accumulatie van verontreinigingen in flora en fauna en het optreden van eventuele toxische effecten berusten op een complex van factoren. Om voorspellingen te kunnen doen omtrent accumulatie en effect is het derhalve nodig om uit te gaan van bepaalde vooronderstellingen, ter vereenvoudiging van de werkelijke situatie. Hiertoe zijn een aantal uitgangspunten geformuleerd.

2.2 Terreinverkenning

Baggerspeciedepots vormen unieke terreinen in vergelijking met andere gecontamineerde gebieden doordat er sprake is van een zeer bijzondere beginsituatie. Bestaande polders worden enkele malen opgespoten met een ongeveer 1,5 meter dikke laag van verontreinigd havenslib (Adviesbureau Arnhem 1981), welke consolideert tot een laag van 0,80 à 1,0 meter dikte, tot een uiteindelijke verhoging van ongeveer 6 à 8 meter (Salomons 1983). De oorspronkelijke flora en fauna wordt geheel bedekt door het havenslib dat als een substraat dient voor nieuwe koloniserende planten en diersoorten. Hoewel een geringe invloed van luchtverontreiniging in de betreffende lokaties niet uitgesloten kan worden, berust het voorkomen van verontreinigende stoffen in de planten en dieren nagenoeg volledig op de voortdurende invloed van een homogeen verontreinigde bodem, waarin ongeveer 25 belangrijke milieucontaminanten in verhoogde gehalten aanwezig zijn. Dit alles in tegenstelling tot de 'normale' gevallen van terrestrische milieuverontreiniging, waarbij een bestaande planten- en dierengemeenschap geconfronteerd wordt met een al of niet tijdelijke, veelal gradiëntrijke verontreiniging van een doorgaans beperkter aantal stoffen.

Een bezoek aan de baggerspeciedepots leert dat recentelijk opgespoten polders opvallend veel gelijkenis vertonen met de waddenkustgebieden: een uitgestrekte ondiepe watervlakte met hier en daar enkele hoger gelegen droogvallende slibplaten. Deze indruk wordt nog versterkt door de aanblik van talloze vogels, zoals bergeenden, meeuwen, scholeksters en plevieren. Vogels zijn de eerste diersoorten die op de baggerspeciede-

pots waargenomen worden. Het feit dat zij een duidelijk voedselzoekgedrag vertonen, doet vermoeden dat er zich naast dood organisch materiaal ook dierlijke voedselorganismen, mogelijk enkele kreeftachtige soorten, in het relatief zoute slib bevinden.

Bij het geleidelijk aan verder droogvallen van de slibplaten zullen door reeds aanwezige of door de wind en dieren aangevoerde zaden, enkele landplanten hun intrede doen op de baggerspeciedepots. Na ongeveer een jaar is er sprake van een tweede karakteristiek ontwikkelingsstadium. De vegetatie wordt dan gedomineerd door enkele pioniersoorten zoals zeeaster, moerasandijvie, riet en kamille die de terreinen massaal bedekken. Door deze begroeiing bieden de opspuiterreinen ook dekking en daardoor nestgelegenheid voor nieuwe broedvogels en worden tevens andere diersoorten aangetrokken die van de vegetatie afhankelijk zijn. Dit zijn in eerste instantie logischerwijze de diersoorten die zich gemakkelijk kunnen verplaatsen, zoals vogels, muizen, konijnen, hazen en vliegende insecten.

Naarmate de terreinen verder uitdrogen en begroeid raken zullen de vogels van de natte slibterreinen, de pionierbroedvogels en de meeste steltlopers het veld ruimen voor vogelsoorten die zich voeden met insecten en planten (zaden), zoals spreeuwen, eksters, kauwen, putter, kneutjes en mezen. Bij de inrichting van baggerspeciedepots als recreatieterreinen wordt echter zowel land als open water (sloten, vijvers) gecreëerd, waardoor andere soorten 'watervogels' zoals eenden, meerkoeten, waterhoentjes en reigers, maar ook amfibieën (kikkers en padden) aangetrokken worden.

Gaandeweg treden weer nieuwe verschuivingen op in het vegetatiedek, waarbij de soortendiversiteit in het algemeen toeneemt. Hoewel het aantal plantensoorten in de ongeveer 15 jaar oude Broekpolder duidelijk toegenomen was, bleken grote delen van de vegetatie niettemin gedomineerd te worden door zuring. Ook het aantal diersoorten is in dit ontwikkelingsstadium sterk toegenomen. Allerlei soorten ongewervelde dieren worden aangetrokken door de nieuwe plantensoorten. Tenslotte zijn belangrijke nieuwe fauna-elementen de roofvogels en de carnivore zoogdieren, die aan de top staan van de voedselketen.

2.3 Beschouwing van de soortensamenstelling

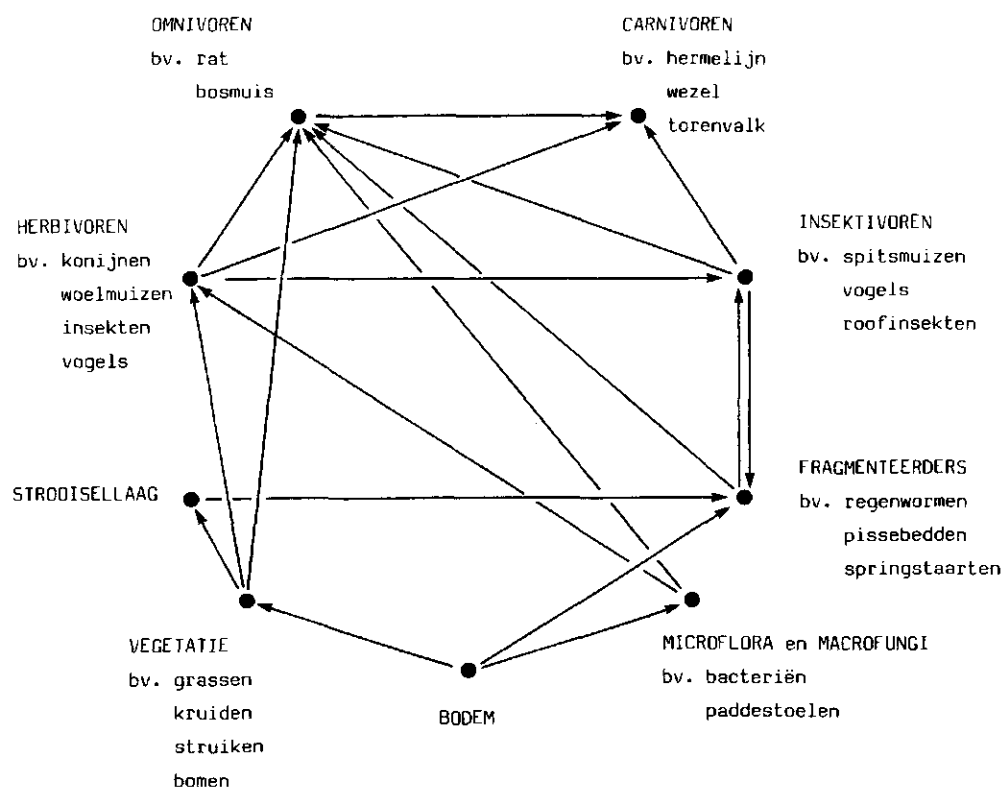
In de voorgaande terreinbespreking zijn een aantal flora- en fauna-elementen van baggerspeciedepots genoemd. Indien deze soorten op de slibterreinen worden waargenomen is het echter de vraag of zij zich daar ook kunnen vestigen en handhaven. Eén van de factoren in dit complex van oecologische voorwaarden is de mogelijk selecterende invloed van de verontreinigende stoffen. Theoretisch kunnen er vier groepen organismen onderscheiden worden op baggerspeciedepots. Ten eerste zijn er tijdelijke gasten die slechts gedurende korte tijd in het gebied fourageren, zoals doortrekkende vogels, en daardoor relatief weinig van de stoffen op zullen nemen. Ten tweede bestaat de kans dat de aanwezige verontreiniging voor enkele soorten dermate giftig is dat deze zich, na kolonisatie op de baggerspeciedepots niet kunnen handhaven. Ten derde is het mogelijk dat een groep van organismen permanent aanwezig is, maar daarbij wel sublethale (niet dodelijke) schade ondervindt, hetgeen mogelijk tot uiting komt in een slechte fysiologische staat en een beperkte populatieomvang. Tenslotte zal een vierde groep organismen géén noemenswaardige hinder ondervinden van de verontreiniging en derhalve voor de heersende blootstelling aan de stoffen als tolerant op te vatten zijn.

Er kunnen een drietal aspecten genoemd worden die van belang zijn voor een beschouwing van de soortensamenstelling op baggerspeciedepots. Ten eerste is de studie gericht op terreinen met een volledig kunstmatige beginsituatie die aanvankelijk nagenoeg vrij is van organismen. Hierdoor is de faunasamenstelling in hoge mate afhankelijk van koloniserende soorten uit nabij gelegen gebieden. Ten tweede is het bodemmateriaal van de baggerspeciedepots verontreinigd, waardoor een mogelijke selecterende invloed op de soortensamenstelling niet uitgesloten kan worden. Tenslotte vindt er met name gedurende de eerste jaren na aanleg van de baggerspeciedepots een snelle ontwikkeling plaats van flora- en fauna-elementen, waardoor de soortensamenstelling ook een duidelijke afspiegeling is van de tijd.

Indien bepaalde soorten niet aanwezig zijn op baggerspeciedepots kan dit dus niet zonder meer worden toegeschreven aan de verontreinigingen.

2.4 Transport van verontreinigingen in voedselketens

Het transport van verontreinigingen in voedselketens van baggerspecie-depots is schematisch weergegeven in figuur 1. Dit voedselweb omvat vele voedselketens die weer uit een aantal schakels zijn opgebouwd (b.v.: bodem - gras - konijn - wezel). Via voedselketens worden verontreinigingen getransporteerd van lagere naar hogere trofische (voedsel) niveaus. De groene planten vormen het laagste trofische niveau en worden ook wel primaire producenten genoemd. Zij halen hun voedingsstoffen uit de bodem en betrekken hun energie van de zon. De hogere trofische niveaus (dieren en ook wel parasitaire planten en schimmels) worden samengevat met de term consumenten. De consumenten leven van plantaardig materiaal (vooral herbivoren en fragmenteerdere) en dierlijk voedsel (vooral insektivoren en carnivoren). Binnen de consumenten zijn weer verschillende trofische niveau's te onderscheiden waarbij de carnivoren het hoogste niveau vormen.



Figuur 1. Voedselrelaties en daarmee samenhangend transport van toxische stoffen in baggerspeciedepots.

Met het oog op het transport en de accumulatie van verontreinigingen in de voedselketens van baggerspeciedepots wordt een beknopte bespreking gegeven van de bodem, de strooisellaag, de diverse groepen organismen, hun functie in het oecosysteem en hun onderlinge voedingsrelaties. Tevens is hierin aangegeven welke aspecten van specifiek belang zijn voor een risico-analyse.

De bodem van baggerspeciedepots is verontreinigd met anorganische en organische verbindingen, waarvan de aanwezige gehalten van deze stoffen het startpunt vormen van een risico-analyse. Deze gehalten en enkele bodemeigenschappen zijn samengevat in bijlage 1. Op grond van het percentage lutum - bodemdeeltjes kleiner dan $2 \mu\text{m}$ (Kuipers 1981) - kan de bodem van baggerspeciedepots gekarakteriseerd worden als matig lichte tot zware zavelgrond. De textuur van de grond en het organische stofgehalte, maar ook andere bodemeigenschappen zoals de zuurgraad, het zoutgehalte, de aanwezigheid van zuurstof, de minerale samenstelling en de temperatuur, zijn van groot belang voor de mobiliteit (uitspoeling, verdamping, biologische beschikbaarheid) van de verontreinigingen.

In verband met de opname van de stoffen door de bodemfauna en de vegetatie wordt er in de risico-analyse met name aandacht besteed aan de biologische beschikbaarheid van de verontreinigingen in de bodem.

Via hun wortels hebben de planten (vegetatie) een intensief contact met het bodemmateriaal waardoor zij verontreinigende stoffen kunnen opnemen. Vanuit de wortels vindt via de stengels een transport plaats naar de andere plantedelen, waarbij verschillende gehalten kunnen worden aangetroffen in wortels, stengels, bladeren, bloemen en zaden. Tussen plantensoorten kunnen verschillen bestaan in de opname en het transport van de verontreinigingen. In het najaar en de winter worden vaak hogere gehalten gevonden dan in het voorjaar en de zomer (Baumeister & Ernst 1978).

Bijlage 2a geeft een opsomming van een aantal plantensoorten van baggerspeciedepots, waaruit blijkt dat behalve kortlevende éénjarige soorten ook meerjarige kruiden, struiken en bomen zich kunnen handhaven.

Planten zijn de voedselbron voor herbivore insecten en zoogdieren en zaadetende vogels en zo vormen zij na de bodem de tweede schakel in de keten van het transport van verontreinigingen.

In de risico-analyse zal voor de vegetatie van baggerspeciedepots

een schatting gemaakt worden van de te verwachten gehalten van verontreinigingen in de gehele plant.

In de vorm van een strooisellaag verzamelt het dode plantaardige materiaal zich op de bodem. Het strooiselmateriaal wordt gegeten en daardoor afgebroken door fragmenteerders als regenwormen, pissebedden, slakken en verschillende insektensoorten, en vervolgens verder gemineraliseerd door bacteriën en schimmels. Hierbij worden complexe organische verbindingen afgebroken tot simpele organische verbindingen, mineralen, CO_2 en H_2O , die weer door planten kunnen worden opgenomen. Bij een gelijkblijvende hoeveelheid van een verontreinigende stof kan door dit afbraakproces het gehalte van de stof in strooisellagen verhoogd worden ten opzichte van het levende plantenmateriaal.

In de risico-analyse zal voor zover mogelijk een schatting gemaakt worden van de te verwachten gehalten in de strooisellaag.

Micro-organismen of de microflora (vooral bacteriën, actinomyceten, schimmels (0,1- 1 μm) gisten, algen, protozoën en virussen) en grotere schimmels, de paddestoelen (macrofungi), spelen een essentiële rol in de mineralisatie van organisch bodem- en strooiselmateriaal. Belangrijke bodemmineralisatieprocessen zijn de koolstofmineralisatie en de stikstofmineralisatie. De koolstofmineralisatie of bodemademhaling betreft de afbraak van organische koolstofverbindingen onder invloed van zuurstof. In de stikstofmineralisatie zijn ammonificatie (NH_4^+ -vorming) en nitrificatie (NO_3^- -vorming) twee belangrijke transformatieprocessen, waarbij organische stikstofverbindingen worden omgezet tot anorganische, voor de plant opneembare mineralen.

Micro-organismen kunnen een rol spelen in de omvorming, synthese en afbraak van verontreinigingen, waardoor zij ook van invloed kunnen zijn op de mobiliteit en de biologische beschikbaarheid van die stoffen. De groei van bepaalde soorten micro-organismen kan hierdoor gestimuleerd worden. Van andere soorten kan de microbiële activiteit en de groei echter geremd worden door de verontreinigingen.

Enkele paddestoelsoorten zijn waargenomen in de Broekpolder. Via een dicht vlechtwerk van vertakte wortelachtige draden (zgn. mycelium) in de bodem, kunnen verontreinigingen opgenomen en geaccumuleerd worden door paddestoelen. Door sommige diersoorten worden paddestoelen gegeten.

In de risico-analyses is met name aandacht besteed aan de mogelijke

groeibevorderende en groeiremmende invloed op de microflora en de accumulatie van verontreinigingen in paddestoelen.

De groep van ongewervelde dieren omvat een enorme verscheidenheid aan soorten met een zeer grote variatie in leef- en voedingsgewoonten. Onder de ongewervelde dieren bevinden zich fragmenteerders, herbivoren, insektivoren en omnivoren. Zij komen vaak in grote aantallen voor waardoor zij een belangrijk deel van de biomassa uitmaken.

De ongewervelde dieren worden onderverdeeld in een aantal systematische groepen. Enkele groepen van soorten die een schakel kunnen vormen in het voedselweb van de baggerspeciedepots zijn: wormen, pissebedden, slakken, duizendpootachtigen, spinnen, mijten, nematoden (aaltjes) en de grote groep van insecten: onder andere springstaarten, sprinkhanen, krekels, oormwormen, luizen, wantsen, cicaden, gaasvliegen, vlinders, vliegen, muggen, bijen, wespen, mieren en kevers.

Gegevens over het voorkomen van ongewervelde dieren op baggerspeciedepots zijn nauwelijks beschikbaar. Vijf jaar na aanleg van de beplanting in de Broekpolder werden zeer veel emelten (larven van de langpootmug) aangetroffen in de bodem (Adviesbureau Arnhem 1981). In 1980 werden 12 vlindersoorten gedetermineerd in Midden-Delfland (Mostert et al. 1982) en tijdens een persoonlijk bezoek aan de Broekpolder werden spinnen, lieveheersbeestjes, miljoenpoten, naaktslakken en zeer veel huisjesslakken waargenomen. Opvallend was de afwezigheid van regenwormen en pissebedden, die mogelijk tot de traag koloniserende soorten behoren, of waarvan de kolonisatie door eventuele verontreiniging geremd zou kunnen zijn. Nader veldonderzoek kan dit aantonen.

Ongewervelde dieren spelen een belangrijke functie in het transport van stoffen door het oecosysteem. Zij kunnen daarbij verontreinigingen accumuleren en doorgeven aan de dieren van hogere trofische niveaus. Globaal kunnen ze naar voedselkeuze onderverdeeld worden in fragmenteerders, planteneters en predatoren van deze beide groepen. Belangrijke vertegenwoordigers van de fragmenteerders, of afvaleters, zijn regenwormen, pissebedden en slakken, die een essentiële rol spelen in de decompositie van organisch afvalmateriaal. Doordat regenwormen in de bodem leven en een slijmerige huid hebben, kunnen ze de verontreinigingen ook via de huid opnemen in de lichaamsweeffels.

Tot de planteneters behoren onder andere de sprinkhanen en vooral de

larvale stadia (rupsen) van een aantal insektensoorten zoals vlinders en vliegensoorten. Rupsen kunnen, in tegenstelling tot de adulte vlinders erg veel plantaardig materiaal wegvreten. Duidelijke voorbeelden hiervan zijn de rupsen van de Jacobsvlinder en de stippelmot die massaal het Jacobskruiskruid en de kardinaalsmuts kaalvreten. Andere soorten zoals bladluizen voeden zich uitsluitend met de plantensappen, terwijl weer andere soorten zoals bijen en wespen en ook de vlinders van de nectar van bloemen leven.

Voor de predatoren tenslotte bestaat het voedsel uit allerlei prooidieren die ze weten te bemachtigen. Enkele voorbeelden van deze roofdieren onder de ongewervelden, zijn roofkevers en roofwantsen; spinnen die allerlei vliegende insekten vangen in hun web; en lieveheersbeestjes die op bladluizen prederen.

De ongewervelde dieren worden op hun beurt weer gegeten door een groot aantal hogere, gewervelde, diersoorten, waaronder amfibieën, reptielen, insektivore zoogdieren en insektenetende vogelsoorten.

Uit bovenstaande, weliswaar summiere bespreking, mag blijken dat verontreinigingen vanuit planten-, bodem- en strooiselmateriaal terecht kunnen komen in de zeer heterogene groep van ongewervelde dieren, waarna zij via een complex van voedingsrelaties verder getransporteerd kunnen worden naar de hogere dieren. Na de bodem en de planten komen de ongewervelde dieren hierbij overwegend op de derde en vierde plaats van de voedselketens.

In de risico-analyses wordt een schatting gemaakt van de te verwachten gehalten van de verontreinigingen in ongewervelde diersoorten als voedselbron voor insektivore gewervelde dieren. Tevens wordt voorzover mogelijk aangegeven of mogelijke schadelijke effecten op kunnen treden als gevolg van de opname van de verontreinigingen.

Een drietal groepen van gewervelde diersoorten komen voor op baggerspeciedepots en zijn derhalve van belang in de risico-analyse. Deze diergroepen zijn de amfibieën, de zoogdieren en de vogels, die naar hun voedselkeuze kunnen worden onderverdeeld in herbivoren, insektivoren, omnivoren en carnivoren.

In het gebied Midden-Delfland en vermoedelijk ook op de nabij gelegen opgespoten terreinen komen een viertal soorten amfibieën algemeen voor. Reptielen zijn hier niet waargenomen. Deze vier soorten zijn de kleine

salamander, de groene kikker, de bruine kikker en de gewone pad. Opvallend was de afwezigheid van de rugstreeppad (Mostert et al. 1982).

Amfibieën leggen hun eieren (kikkerdril) in het water. Na het uitkomen van de eieren blijven de kikkervisjes in het water en voeden zij zich met kleine aquatische organismen totdat zij voldoende volgroeid zijn om op het land te overleven. Bij kikkervisjes die in verontreinigd water leven, kunnen allerlei stoffen gemakkelijk opgenomen worden via de zeer dunne huid en hun voedsel. Voor de volwassen amfibieën zal de opname van stoffen voornamelijk plaatsvinden via het overwegend dierlijke voedsel.

Amfibieën zijn een prooi voor onder andere grote waadvogels (reigers e.d.) en wellicht ook voor enkele carnivore zoogdieren en roofvogels.

In de risico-analyses wordt, indien bruikbare gegevens beschikbaar zijn, aangegeven of gevolgen van de verontreinigingen te verwachten zijn voor amfibieën.

In Midden-Delfland zijn in de afgelopen jaren tenminste 21 soorten zoogdieren gesignaleerd, waarvan er 11-12 eveneens op baggerspeciedepots zijn aangetroffen. Deze soorten en hun voedselpakket zijn vermeld in bijlage 2b. Naar hun voedselvoorkeur kunnen ze worden onderverdeeld in planteneters (b.v. konijnen, hazen, reeën en enkele muizensoorten), insekteneters (b.v. mollen, egels en spitsmuizen), carnivore roofdieren (wezel, hermelijn, bunzing en de vos) en tenslotte de omnivore zoogdieren waar de rat en een aantal muizensoorten toe gerekend kunnen worden.

Hoewel de soortendiversiteit kleiner en de aantallen dieren per soort veel lager zijn dan bij de ongewervelde fauna, kan ook bij de zoogdieren gesproken worden van een complexiteit aan voedselrelaties tussen verschillende trofische niveaus. Door de zoogdieren worden de voedselketens ook weer een stukje verlengd. Zo zal bijvoorbeeld na consumptie van spitsmuizen door wezels, het transport van stoffen uit de bodem in vijf stappen (bodem — planten — herbivore insekten — roofinsekten — spitsmuis — wezel) kunnen verlopen, waarbij de wezel de zesde schakel vormt in de voedselketen.

In de risico-analyses wordt voor de plantenetende en de insektenetende zoogdieren, voor zover mogelijk, aangegeven of eventuele nadelige effecten te verwachten zijn. Indien bruikbare toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn over de carnivore zoogdieren is het gehalte in de prooi-

dieren van belang, om het risico voor de roofdieren in te schatten.

In de afgelopen jaren zijn talloze soorten vogels waargenomen in Midden-Delfland (Mostert et al. 1982). Hiervan zijn met name de broedvogels van belang omdat zij gedurende een langere periode verontreinigd voedsel kunnen opnemen.

Van een aantal vogelsoorten van Midden-Delfland zijn eveneens inventarisaties gemaakt in zeer recent opgespoten terreinen, en er zijn waarnemingen verzameld van roofvogels van de Broekpolder (bijlage 2a). De pionierbroedvogels in Midden-Delfland zijn karakteristiek voor opspuiterreinen en zij worden elders in het gebied niet waargenomen. Op de natte slibterreinen zijn verder nog een aantal soorten waargenomen die naar hun aanwezigheid als talrijk (ongeveer 150 of meer) of beperkt (enkele gevallen) voorkomend, omschreven kunnen worden. De vogelsoorten van de natte slibterreinen zijn voornamelijk eenden, meeuwen en steltlopers, die voor hun voedsel grotendeels afhankelijk zijn van dierlijke en plantaardige organismen in de water- en sliblaag. Anders is het gesteld met de roofvogels van de Broekpolder. Deze toppredatoren jagen op allerlei ongewervelde dieren, kleine zoogdieren (vooral muizen) en vogels. Tenslotte is er nog een grote groep van vogels aanwezig, met name op de wat oudere baggerspeciedepots, waarvan slechts weinig expliciete inventarisatiegegevens beschikbaar zijn. Enkele van deze vogelsoorten zijn de blauwe reiger, duiven, spreeuw, vlaamse gaai, ekster, kauw, groenling, lijsters, mezen, vink, kneu en putter (Broekpolder Wildbeheerplan). De meeste van deze soorten, vooral de zangvogels, voeden zich overwegend met allerlei ongewervelde dieren of met zaden van planten.

Ook bij de vogels zitten de diverse soorten weer verspreid over verschillende trofische niveaus, waarbij de roofvogels aan de top staan van de voedselketens.

Indien mogelijk, wordt voor enkele vogelsoorten, met name voor broedvogels en roofvogels, aangegeven of er nadelige gevolgen van de aanwezige verontreiniging in hun voedselpakket te verwachten zijn.

2.5 Uitgangspunten van risico-analyse

In het onderhavige rapport is getracht inzicht te geven in het transport van de verontreinigende stoffen door het zich ontwikkelende eco-

systeem en de effecten voor enkele karakteristieke componenten van dit ecosysteem, met de nadruk op effecten voor de fauna. Het transport van stoffen door een ecosysteem is een zeer complex proces waarin talloze factoren een rol spelen. Bij het doen van voorspellingen omtrent accumulatie en toxiciteit van milieutoxische stoffen in de verschillende plantaardige en dierlijke organismen is het niet mogelijk al deze factoren hierin te betrekken en nauwkeurig op waarde te schatten. Teneinde een risico-analyse mogelijk te maken is het derhalve nodig uit te gaan van een vereenvoudiging van de werkelijke situatie, zoals is geformuleerd in onderstaande uitgangspunten:

1. Risico-analyses worden per stof uitgevoerd waarbij géén rekening wordt gehouden met de resultaten van risico-analyses voor andere verontreinigingen.
2. Hoewel een geringe invloed van luchtverontreiniging niet uitgesloten kan worden is in de kwantitatieve benadering uitsluitend uitgegaan van een opname en transport in voedselketens vanuit het verontreinigde bodemmateriaal. De opname van verontreinigingen door dieren wordt geschat aan de hand van de te verwachten gehalten in het voedsel. Een eventuele directe opname van verontreinigde bodemdeeltjes wordt buiten beschouwing gelaten.
3. Voor de gehalten in de bodem is uitgegaan van de gemiddelde totaalgehalten zoals die gemeten zijn in de klasse 3 baggerspecie (Monster-campagne 1981). Uit het rapport 'Bemonstering toplaag' blijkt dat deze gehalten in nog te baggeren specie overwegend goed overeenkomen met de aanwezige gehalten op de baggerspeciedepots. Aan een eventuele afname van de gehalten als gevolg van uitspoeling, verdamping en afbraak wordt slechts zijdelings aandacht besteed.
4. De chemische vorm waarin een verontreiniging voorkomt is van belang voor de mobiliteit, de biologische beschikbaarheid en de opname door planten en dieren. Over de chemische vorm, evenals vele andere bodemfactoren die van invloed zijn op de opname, zijn onvoldoende gegevens met betrekking tot de verschillende groepen stoffen in dit rapport beschikbaar. Het kwantitatief schatten van al deze factoren valt in eerste instantie buiten het kader van deze literatuur studie. Het probleem wordt enigermate kortgesloten als gegevens beschikbaar zijn van gehalten in planten en dieren,

afkomstig van baggerspeciedepots of andere vergelijkbare terreinen. Derhalve zijn, indien mogelijk, de voorspellingen over accumulatie en effect gedaan aan de hand van meetgegevens over gehalten in planten en dieren van de lokale of vergelijkbare situaties.

5. Planten zijn de voedselbron voor herbivore dieren. Sommige dieren eten vooral de plantenwortels, terwijl andere soorten voornamelijk bladeren, stengels of zaden eten. Met name in de winter worden door herbivore dieren vaak plantenwortels uitgegraven. In de risico-analyses wordt met deze variatie in de opname van verontreinigingen géén rekening gehouden. Voor de vegetatie van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van gemiddelde gehalten in de gehele planten als uniforme voedselbron voor herbivore dieren. Hierbij worden de gehalten enigszins aan de hoge kant geschat ('worst case analysis').
6. In de risico-analyses is géén rekening gehouden met mogelijke interacties tussen de verontreinigingen. In de eindevaluatie zal hier wel enige aandacht aan worden besteed.
7. Risico-analyses worden, voor zover mogelijk, uitgevoerd voor alle aanwezige of te verwachten fauna-elementen van het terrestrische milieu (zie bijlage 2b). Aquatische organismen en diersoorten die zich voornamelijk met aquatische organismen voeden, worden overwegend buiten beschouwing gelaten. Afhankelijk van de beschikbare gegevens wordt aan bepaalde groepen ruime of beperkte aandacht besteed.
8. In risico-analyses wordt er van uitgegaan dat de dieren hun voedsel volledig van de baggerspeciedepots betrekken. Voor dieren met een groter voedselgebied (b.v. roofvogels) of levend aan de rand van de depots zal dit niet helemaal opgaan.
9. Het optreden van toxische effecten bij een willekeurige diersoort wordt naast de dosis ook vaak bepaald door individuele verschillen binnen de soort, zoals leeftijd en geslacht van de dieren, al of niet drachtige wijfjes, algehele fysiologische staat en de voedselsamenstelling. De waargenomen effecten kunnen variëren van een nauwelijks merkbaar tot een zeer toxisch effect. Bij de risico-analyses is er naar gestreefd rekening te houden met de laagste toxische dosis voor de meest gevoelige groepen in het geval van een chronische blootstelling ('worst case analysis').

10. Uit de literatuurgegevens over toxiciteitsproeven met zware metalen blijkt soms niet duidelijk of de genoemde doses betrekking hebben op het metaal of de metaalverbinding (b.v. lood of loodacetaat). Indien dit niet expliciet in de literatuur is vermeld wordt er in de risico-analyses van uitgegaan dat de dosis betrekking heeft op de in experimentbeschrijving genoemde verbinding, en wordt de dosis omgerekend naar het zuivere metaalgehalte.
11. Het is niet mogelijk om voor alle diergroepen en voor alle verontreinigingen op eenzelfde uniforme wijze een risico-analyse te geven. Dit hangt namelijk sterk af van de beschikbare gegevens. In het ideale geval zijn de gehalten in het potentiële voedsel van een diergroep bekend, evenals de schadelijke dosis in het voedsel. Deze twee waarden kunnen dan met elkaar vergeleken worden, waaruit een indicatie van het risico volgt. In het andere uiterste kan bijvoorbeeld met behulp van toxiciteitsgegevens op grond van subcutane (onderhuidse) injecties een omrekening gemaakt worden naar de toxische dosis bij een orale (via de mond) opname. Dit betekent dat hier aanvullende gegevens nodig zijn zoals bijvoorbeeld het percentage absorptie (opname uit de darm). Ondanks de beperkte betrouwbaarheid van dergelijke omrekeningen, is deze vorm van risico-analyse éénmaal, in het geval van loodbelasting bij konijnen, toegepast.
12. De schadelijkheid van een toxische stof wordt vaak aangegeven in de vorm van de LD_{50} -waarde. Dit is de experimenteel vastgestelde dosis, waarbij, na acute blootstelling, 50% sterfte optreedt onder de proefdieren. In een risico-analyse voor baggerspeciedepots is echter de minimale toxische dosis van belang die geldt in het geval van een chronische blootstelling. Experimenteel is gebleken dat deze waarde voor veel toxische stoffen ongeveer 1000 maal zo laag is als de acute lethale LD_{50} (Doull et al. 1980). Indien geen alternatieve gegevens beschikbaar zijn, wordt in de risico-analyse van deze vuistregel gebruik gemaakt.
13. In de beschrijvingen van toxiciteitsproeven worden de doses uitgedrukt in $mg.kg^{-1}$, $mg.kglg^{-1}$, $mg.dier^{-1}.dg^{-1}$ of $mg.kglg^{-1}dg^{-1}$, waarin mg = milligram, kg^{-1} = per kilogram, $kglg^{-1}$ = per kilogram lichaamsgewicht van het proefdier, $dier^{-1}$ = per proefdier en dg^{-1} = per dag. De gehalten van verontreinigingen in de bodem, organismen,

voedsel etc. zijn uitgedrukt in mg.kg^{-1} en hebben betrekking op het droge gewicht, tenzij anders vermeld wordt (b.v. vers gewicht of vetgewicht).

14. Accumulatie van een stof door planten of dieren betekent een verhoging van het gehalte van die stof ten opzichte van het achtergrondgehalte van het betreffende organisme. Concentrering van een stof door planten of dieren betekent een verhoging van het gehalte van die stof ten opzichte van de bodem (voor planten) of het voedsel (voor dieren). De concentratiefactor (CF) geeft aan: het gehalte in plant of dier/het gehalte in bodem of voedsel. In geval van concentrering is CF dus groter dan 1.
15. In risico-analyses is het soms nodig om het vochtgehalte van het voedsel te schatten. Enkele in de literatuur vermelde vochtpercentages voor plantendelen zijn: 80-90% (kruidachtige delen), tot 95% (sappige vruchten), 50% (houtige delen) en 13-14% (zaden) (Strasburger et al. 1971). Voor wortels wordt géén vochtgehalte vermeld. Voor de vegetatie van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld vochtgehalte van 75% voor de gehele planten, als potentiële voedselbron voor herbivore dieren.

In geval van consumptie van regenwormen door insektivore dieren, wordt uitgegaan van een vochtgehalte van 85%; adulte (volwassen) exemplaren bevatten 84-85% vocht (Ma 1983).

16. In de nabijheid van, of op baggerspeciedepots zijn ongeveer 10 verschillende muizensoortenesignaleerd. Toxiciteitsgegevens hebben vrijwel altijd betrekking op speciaal gekweekte 'laboratoriummuizen', en het is, in verband met interspecifieke verschillen in gedrag en toxiciteit, derhalve niet geheel zeker of deze gegevens zonder meer gehanteerd mogen worden voor de muizensoorten van baggerspeciedepots. Teneinde risico-analyse mogelijk te maken wordt met eventuele verschillen in toxiciteit tussen de diverse soorten echter geen rekening gehouden.

Wél kunnen de soorten worden onderscheiden naar hun voedselkeuze. Risico-analyses worden gemaakt voor herbivore muizen (planteneters) en insektivore muizen (voeden zich voornamelijk met allerlei ongewervelde dieren). Omnivore muizen (alleseters) worden slechts incidenteel besproken omdat het gehalte aan toxische verbindingen in

het voedsel zeer moeilijk te schatten is. Er wordt van uitgegaan dat het gehalte in het voedsel tussen dat van herbivore en insektivore muizen ligt, en dat het toxisch effect derhalve ook intermediair zal zijn.

In risico-analyses is het soms nodig om een schatting te maken van de dagelijks opgenomen hoeveelheid voedsel, hetgeen aanmerkelijk kan verschillen tussen de diverse soorten muizen. Ook is het soms nodig om het lichaamsgewicht van muizen te weten, hetgeen kan verschillen tussen soorten, maar ook binnen één muizensoort. De lichaamsgewichten van de muizensoorten van baggerspeciedepots kunnen variëren van 4,5-11 g voor de dwergmuis tot 80-285 g voor de woelrat (Van den Brink 1978). Uit de literatuurgegevens valt echter op te maken dat de gemiddelde gewichten voor subadulte en adulte muizen overwegend tussen de 10 en 30 g liggen. Met betrekking tot de voedselconsumptie kan geconcludeerd worden dat, hoewel er een grote spreiding is in de literatuurgegevens (Corbet & Southern 1977, Niethammer & Krapp 1982, O'Neill *et al.* 1983), de dagelijkse voedselopname (in vers gewicht) zowel voor herbivore als voor insektivore muizen ongeveer overeenkomt met het eigen lichaamsgewicht.

Derhalve zal in de berekeningen uitgegaan worden van herbivore en insektivore 'modelmuizen' van gemiddeld 20 g die dagelijks 20 g (vers gewicht) plantaardig of dierlijk voedsel consumeren.

17. Vergelijkbare problemen, als in punt 16 beschreven, doen zich voor in de risico-analyse voor andere diersoorten. Hoewel er relatief veel toxociteitsgegevens over ratten beschikbaar zijn, wordt deze omnivore diersoort, evenals de omnivore muizen, slechts incidenteel besproken gezien het moeilijk te schatten gehalte in het potentiële voedsel. Bovendien is deze diersoort met het oog op recreatieve doeleinden van baggerspeciedepots minder belangrijk.

In het wild levende, volwassen konijnen wegen gemiddeld 1,5 kg. Deze dieren eten dagelijks meer voedsel dan tamme in hokken levende konijnen. Gegevens over de dagelijkse voedselconsumptie door konijnen variëren van ca. 95 g droogvoer voor wilde konijnen in een hok (M. Wallage, pers. meded.) tot 220 g gemengd vers voedsel voor tamme konijnen van 2,5 kg en 520-600 g vers groenvoer voor tamme konijnen van 3 kg (Aitken & Wilson 1962). Voor konijnen van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van dieren met een gemiddeld gewicht van 1,5 kg en een dagelijkse voedselconsumptie van 250 g gemengd vers voedsel.

3 ZWARE METALEN

3.1 Inleiding

In het Rotterdamse havenslib zijn een aantal zware metalen in verhoogde gehalten aangetroffen, namelijk lood, kwik, cadmium, arseen, chroom, nikkel, koper, zink en ijzer.

In verontreinigde terreinen worden deze metalen aangetroffen in verschillende chemische vormen die zich weer verschillend kunnen gedragen in de bodem, plant en dier en daardoor ook kunnen verschillen in toxiciteit. In het algemeen kunnen de volgende chemische vormen worden onderscheiden: het metallische element, anorganische oxiden en zouten en, complexe organische verbindingen (o.a. pesticiden). De diverse chemische vormen kunnen in elkaar omgezet worden, maar als element zijn zware metalen niet afbreekbaar en daardoor persistent.

Zware metalen komen ook van nature in het milieu voor, en enkele van bovengenoemde metalen zijn essentieel voor planten en dieren. Koper, zink, ijzer en, in mindere mate, chroom en nikkel worden als essentieel spore-element, in kleine hoeveelheden aangetroffen in levende organismen. Van de overige metalen - lood, kwik, cadmium en arseen - is géén biologische functie bekend, en deze stoffen worden tot de meest toxische metalen gerekend.

In de hiernavolgende beschouwing van zware metalen op baggerspecie-depots worden de niet-essentiële metalen afzonderlijk besproken, terwijl de essentiële elementen gezamenlijk worden behandeld. Relatief veel aandacht is besteed aan de bespreking van lood.

3.2 Lood (Pb)

3.2.1 Inleiding

Relatief veel onderzoek is verricht naar het gedrag en het effect van Pb in het milieu.

Lood (Pb) komt wijd verspreid in het milieu voor. Vooral als gevolg van luchtverontreiniging (o.a. door het verkeer) worden plaatselijk hoge gehalten gemeten. Voor zover bekend is Pb géén essentieel element in

planten en dieren. Pb komt in verschillende chemische vormen voor, hetgeen een belangrijke invloed heeft op het gedrag in het milieu en de organismen, en daarmee op de toxiciteit voor planten en dieren.

3.2.2 Bodem

Om een indruk te krijgen van de mate van Pb-verontreiniging in het bodemmateriaal van de baggerspeciedepots, zijn enkele gehalten samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 1. Pb-gehalten in havenslib en bodemmateriaal.

	<u>Gehalten</u> (mg.kg ⁻¹)	<u>Referentie</u>
havenslib (klasse 3)	gem. 290 (14-1200)	Monstercampagne (1981)
baggerspeciedepots	146-424	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
Nederlandse zavelgrond (0-10 cm)	17-168	Edelman (1983)

Voor een gemiddeld Pb-gehalte in de bodem van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van 290 mg.kg⁻¹ zoals gemeten is in klasse 3 baggerspecie (zie ook 2.5-3). Dit komt overeen met waarden gemeten op enkele baggerspeciedepots. Dit gehalte is aanmerkelijk hoger dan van enkele relatief schone Nederlandse zavelgronden. Vergeleken met metingen in het buitenland is de bovengrens van deze 'schone' gehalten aan de hoge kant (Edelman 1983); voor niet-verontreinigde bodems wordt door Nriagu (1978) gehalten genoemd van minder dan 1 mg.kg⁻¹.

Met het oog op het transport van Pb in voedselketens zijn gegevens van belang over de mobiliteit (uitspoeling, biologische beschikbaarheid en opname door organismen) van Pb. Over het algemeen wordt Pb beschouwd als een element dat onder de meeste omstandigheden zeer immobiel is en dat slecht beschikbaar is voor organismen. De biologische beschikbaarheid neemt toe naarmate Pb meer in opgeloste vorm aanwezig is. In baggerspecie bestaat de oplosbare Pb-fractie voornamelijk uit ongeladen organische en anorganische verbindingen (Gambrell et al. 1978).

Uit een onderzoek van Salomons & Förstner (1980) blijkt dat het Pb in Rijnslib (c.q. Rotterdams havenslib) grotendeels bestaat uit relatief instabiele chemische verbindingen en daardoor overwegend beschikbaar is voor biologische opname. Gambrell et al. (1978) noemen in een literatuuroverzicht voor het gedrag van Pb in baggerspeciegronden een aantal

bodemeigenschappen die de mobiliteit van Pb beperken, namelijk: een hoog organisch stofgehalte, fijne bodemdeeltjes, laag zoutgehalte, ongeveer neutrale pH, sterk reducerende bodemeigenschappen (b.v. zuurstofloosheid), hoog sulfidegehalte en een hoog reactief ijzergehalte. Het volledige gecombineerde effect van deze factoren op de mobiliteit van Pb in de baggerspeciedepots is niet te voorspellen. Het is echter waarschijnlijk dat de mobiliteit zal toenemen door het ontstaan van zuurstofrijke (oxiderende) bodemomstandigheden en de daardoor gestimuleerde afbraak van organische stof. Zoutuitspoeling zal de mobiliteit kunnen beperken.

3.2.3 Planten

Wanneer Pb grotendeels in een biologisch beschikbare vorm aanwezig is op de baggerspeciedepots, betekent dat nog niet dat er ook een sterke opname van Pb door planten zal plaatsvinden. Opname en accumulatie worden mede bepaald door allerlei eigenschappen van de planten. Er is voor planten géén fysiologische functie bekend van Pb en er zijn ook slechts zeer weinig aanwijzingen voor een actief opnamemechanisme. Pb wordt dan ook grotendeels passief opgenomen door planten. In het algemeen is het totale Pb-gehalte van planten laag vergeleken met die van de gecontamineerde bodem. Er is echter geen eenvoudige relatie tussen het gehalte in de bodem en in de planten (Peterson 1978, Gerritse et al. 1983). Grote variaties tussen plantensoorten maar ook wel tussen de individuen van één soort zijn waargenomen. Voor een groot aantal verschillende plantensoorten bedroeg de concentratie in de plant gemiddeld 10% van de concentratie in de bodem (Peterson 1978).

Het Pb-gehalte in plantensoorten die gekweekt zijn op bodemmateriaal van baggerspeciedepots is aanmerkelijk minder dan 10% van het bodemgehalte en deze vuistregel geldt kennelijk niet voor dergelijke terreinen en/of gewassen. Dit blijkt uit tabel 2 waarin de maximale gehalten zijn vermeld die zijn gemeten in grassen, een 17-tal landbouwgewassen, bladeren van enkele boomsoorten en het bijbehorende bodemmateriaal.

De gehalten in de grassen en landbouwgewassen zijn niet veel hoger dan gehalten die gemeten zijn in allerlei plantensoorten afkomstig van niet verontreinigde terreinen. Als achtergrondgehalten vermeldt Peterson (1978) waarden van minder dan 3 mg.kg^{-1} terwijl Peeters et al. (1983)

gehalten noemen van 0,1 tot 10 mg.kg⁻¹. Het Pb-gehalte van de hazelaar

Tabel 2. Maximale Pb-gehalten in planten gekweekt op havenslib, en bodemgehalten.

Plantensoort	Gegehalten (mg.kg ⁻¹)		Referentie
	Plant	Bodem	
gras*	6,5	-	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
suikerbiet*	6,2	502	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
Engels raaigras**	1,58	424	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
aardappelblad**	12,9	214	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
hazelaar*	20,4	300	Peeters <u>et al.</u> (1983)

* veldproeven; ** potproeven.

is wél aan de hoge kant, en dat geldt eveneens voor andere boomsoorten uit de Broekpolder waar gehalten van 8,2, 10,1 en 17,2 mg.kg⁻¹ werden gemeten in respectievelijk esdoorn, populier en es (Peeters et al. 1983). Mogelijk treedt dit verschil tussen landbouwgewassen en bomen op doordat de boomsoorten evenals andere meerjarige soorten gedurende langere tijd de mogelijkheid hebben om Pb op te nemen en te transporteren in de plant. Pb wordt over het algemeen slecht getransporteerd door de plant, waardoor de bovengrondse delen meestal minder Pb bevatten dan de delen in de grond (Gambrell et al. 1978). Bij de landbouwgewassen van de baggerspeciedepots bleek dit niet het geval te zijn. Ten opzichte van referentiegewassen nam het gehalte in wortels, knollen en bollen weliswaar sterker toe dan in de bladeren, maar de absolute Pb-gehalten in de bladeren van aardappel, wortel, radijs, ui, sla, zomertarwe en stamslaboon waren steeds hoger dan in wortels, knollen en bollen en ook hoger dan in de zaden en peulen (Van Driel et al. 1977). Kennelijk vindt er in eerste instantie ophoping plaats in de plantendelen die in een direct contact staan met de bodem en zal door een langzaam transport wellicht pas na langere tijd een toename van het Pb-gehalte in de bladeren merkbaar zijn en mogelijk ook in de zaden en peulen.

In verband met het transport van Pb in de voedselketen zal naar aanleiding van het bovenstaande, uitgegaan worden van een gemiddeld gehalte van 10 mg.kg⁻¹ in de vegetatie als potentiële voedselbron voor herbivore dieren.

3.2.4 Strooisellaag

Peeters et al. (1983) vermelden enkele Pb-gehalten die gemeten zijn in strooisellagen van de Broekpolder. In een mengsel van diverse loofboomsoorten werd gemiddeld 216 mg.kg^{-1} gemeten, terwijl monsters van hoofdzakelijk eikebladeren een veel hoger gehalte van gemiddeld 1353 mg.kg^{-1} bleken te bevatten. Kennelijk is het Pb-gehalte in het dode plantaardige materiaal (c.q. boombladeren) vele malen toegenomen ten opzichte van de levende boombladeren, en is het gehalte in het eikeblad-strooisel eveneens hoger dan het gehalte van de bodem (zie ook 2.4).

Voor baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld Pb-gehalte van ongeveer 500 mg.kg^{-1} in de strooisellagen.

Deze verhoogde Pb-gehalten vormen een extra belasting voor bodemdieren die zich voeden met het strooiselmateriaal (o.a. regenwormen, pisbedden, slakken). Indien dit voor deze organismen nadelige gevolgen heeft, kan dit aanleiding geven tot een verminderde strooiselafbraak waardoor de toevoer van plantennutriënten belemmerd kan worden.

3.2.5 Micro-organismen en paddestoelen

Pb kan een remmende werking hebben op bodemmineralisatieprocessen (zie ook 2.4). Een overzicht van waargenomen remmingspercentages onder invloed van Pb-verbindingen wordt gegeven door Doelman & Haanstra (1983) en enkele hiervan zijn vermeld in onderstaande tabel.

De gegevens in tabel 3 hebben alle betrekking op relatief korte meetperioden van 3 tot 42 dagen. Op baggerspeciedepots is echter sprake van een voortdurende verontreiniging, waardoor voor deze situatie vooral lange termijn meetgegevens van belang zijn. Dergelijke metingen zijn alleen gedaan aan het koolstofmineralisatieproces. Langdurige remming van de bodemademhaling door Pb werd gemeten in zandgrond waarin drie jaar na toevoeging van 1500 mg.kg^{-1} Pb, als PbCl_2 , nog sprake was van 30% remming. In zware zavelgrond (vergelijkbaar met baggerspeciedepots), werd 1,5 jaar na toevoeging van ca. 2000 mg.kg^{-1} Pb nog een remming van 15% gemeten (Doeleman & Haanstra 1983).

Op grond van bovenstaande kan verwacht worden dat er voor de mineralisatieprocessen op baggerspeciedepots géén merkbaar effect op zal treden bij bodemgehalten van ongeveer 300 mg.kg^{-1} , mits er voldoende zuurstof aanwezig is. Hierbij is het waarschijnlijk dat er in de samen-

Tabel 3. Invloed van Pb op bodemademhaling, ammonificatie en nitrificatie.

Gehalte (mg.kg ⁻¹)	Pb-verbinding	Grondsoort	% Remming		
			Ademhaling	Ammonificatie	Nitrificatie
100	PbSO ₄	lemig zand	25	-	-
300	PbSO ₄	-	-	-	26
300	Pb-acetaat	-	-	28	-
1000	PbO	zand	-	gering	gering
1000	Pb(NO ₃) ₂	klei	0	-	-
1000	PbSO ₄	zandig leem	-	-	gering
1500	PbSO ₄	zand	-	-	50
1500	PbCl ₂	zand	45	-	-
1500	PbCl ₂	klei	15	-	-
2500	PbSO ₄	zand	-	15	-
5000	Pb(NO ₃) ₂	-	-	-	-

- = geen gegevens

stelling van soorten micro-organismen een verschuiving zal optreden naar Pb-tolerante soorten. Bij lokale hoge bodemgehalten van meer dan ongeveer 700 mg.kg⁻¹ zal wél een remming van het bodemmineralisatieproces mogelijk zijn (P. Doelman pers. meded.).

Pb kan een effect hebben op de microbiële activiteit maar omgekeerd kunnen micro-organismen van invloed zijn op de mobiliteit van Pb in de bodem. Van bepaalde micro-organismen is aangetoond dat zij organische alkylloodverbindingen kunnen maken uit anorganische Pb-zouten. Hierdoor wordt de mobiliteit en de biologische beschikbaarheid van Pb verhoogd (Doelman 1978).

Van enkele paddestoelsoorten, afkomstig van verontreinigde en relatief schone terreinen, is het Pb-gehalte bepaald evenals het gehalte in de (voedings-)bodem. Uit deze metingen bleek dat Pb niet concentreert (zie 2.5-14) in paddestoelen. Enigszins verhoogde gehalten (3,3-36,7 mg.kg⁻¹) werden gemeten in een viertal soorten paddestoelen bij bodemgehalten van gemiddeld 206,4 mg.kg⁻¹, terwijl in de schone terreinen maximaal 24,6 mg.kg⁻¹ werd gemeten in paddestoelen (RIN 1983).

Voor sommige diersoorten, onder andere de bosmuis, zijn paddestoelen een onderdeel van het voedselpakket en dragen zij daardoor bij aan het

transport van Pb in voedselketens. Voor baggerspeciedepots wordt op grond van bovenstaande het Pb-gehalte in paddestoelen geschat op gemiddeld 30 mg.kg^{-1} .

3.2.6 Ongewervelde dieren

3.2.6.1 Inleiding

Relatief veel gegevens zijn beschikbaar over de accumulatie van Pb in ongewervelde dieren. Voor regenwormen, pissebedden en slakken kunnen schattingen gemaakt worden van de te verwachten lichaamsgehalten.

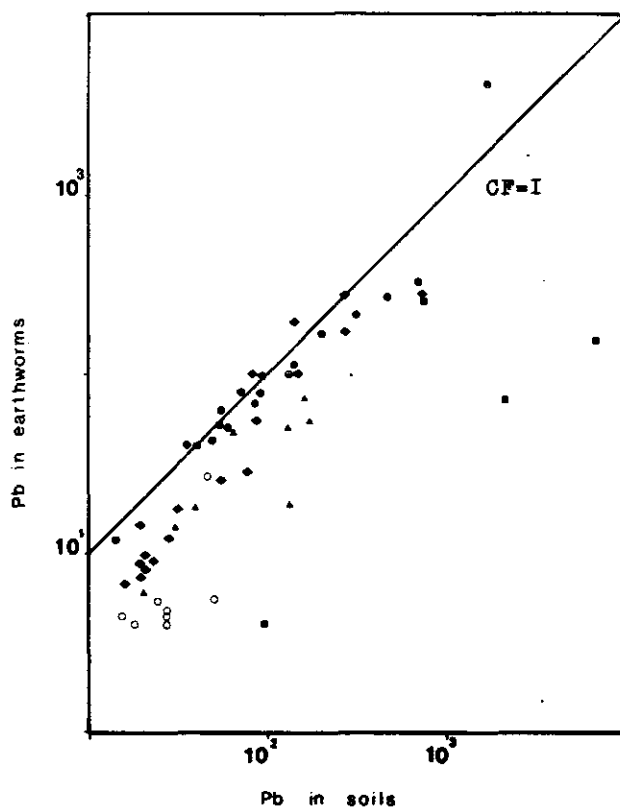
De toxiciteit van Pb voor bodemorganismen lijkt vrij laag te zijn. In de literatuur zijn bepaalde detoxificatiemechanismen beschreven voor regenwormen, slakken en springstaarten, waardoor de gevoeligheid van deze organismen voor Pb verlaagd wordt. Er zijn echter aanwijzingen dat deze mechanismen extra energie kosten, hetgeen mogelijk nadelige gevolgen heeft voor de groei en de reproductie van deze diersoorten (Joosse & Verhoef 1983).

3.2.6.2 Regenwormen

Pb komt normaal niet voor in regenwormen, maar wordt via de huid en het darmepitheel opgenomen uit verontreinigde grond en het daarin voorkomende organische materiaal en door de consumptie van strooiselmateriaal (Ma 1983). De opname van Pb door regenwormen is afhankelijk van diverse bodemeigenschappen en van de wormsoort. De meeste literatuurgegevens wijzen op een overwegend geringe opname en accumulatie, hoewel hierop belangrijke uitzonderingen bestaan (Ma 1983, Ireland 1983). Regenwormen van de soort Lumbricus rubellus, bemonsterd uit grasland waar gedurende een aantal jaren verontreinigd zuiveringsslib was aangebracht, vertoonden géén significante toename van het Pb-gehalte. Het lichaamsgehalte varieerde van 2,3 tot 9 mg.kg^{-1} bij bodemgehalten van 22 tot 438 mg.kg^{-1} in de 0-5 cm bodemlaag.

Dezelfde wormsoort, bemonsterd in de nabije omgeving van een voormalige zinksmelterij, bleek echter wél sterk verhoogde Pb-gehalten te bevatten: 9 tot 670 mg.kg^{-1} bij bodemgehalten van respectievelijk 36 en 162 mg.kg^{-1} (Ma 1983). De relatie tussen de Pb-gehalten in regenwormen en verschillende bodems is door Martin & Coughtrey (1982) op basis van een aantal

literatuurgegevens samengesteld in onderstaande figuur.



Figuur 2. Relatie tussen Pb-gehalten (mg.kg^{-1}) in regenwormen en bijbehorende bodems. De verschillende tekens in de figuur hebben betrekking op verschillende auteurs, (naar Martin & Coughtrey 1982).

Uit de figuur blijkt dat het gehalte in de regenwormen ongeveer gelijk is aan het gehalte in de bodem. Een aantal door Ireland (1983) verzamelde concentratiefactoren (zie 2.5-14) varieerden van 0,01 tot 2,7 met een gemiddelde van 0,45.

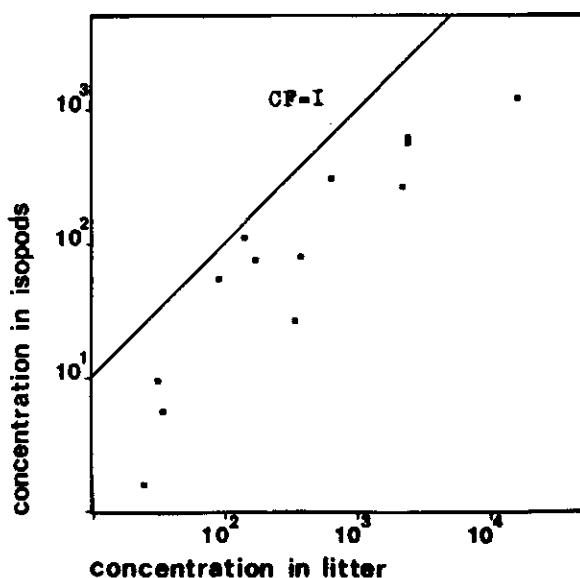
Uitgaande van de Pb-gehalten in bodem en strooisel en bovenstaande gegevens wordt het gemiddelde Pb-gehalte in regenwormen op baggerspeciedepots geschat op 250 mg.kg^{-1} .

Hoewel Pb niet direkt lethaal is voor wormen (LD_{50} is 3000 mg.kg^{-1}), zijn er niettemin bepaalde toxische effecten aanwijsbaar. Structurele beschadigingen in spiercellen zijn waargenomen, evenals een daling van de activiteit van het ALAD-enzym dat betrokken is bij de biosynthese van

hemoglobine. Pb kan gedetoxificeerd worden in de vorm van onoplosbare concreties in bepaalde gespecialiseerde darmcellen. Sublethale effecten kunnen echter optreden bij gehalten van meer dan 200 mg.kg^{-1} (Ma 1983). Baggerspeciedepots bevatten gemiddeld 290 mg.kg^{-1} , en geringe toxische effecten kunnen derhalve niet worden uitgesloten.

3.2.6.3 Pissebedden

In vergelijking met andere ongewervelde dieren worden vrij hoge Pb-gehalten aangetroffen in pissebedden. Een reeks van concentratiefactoren is door Martin & Coughtrey (1982) verzameld uit de literatuur. Deze factoren variëren van 0,01 tot 19 en blijken dus meer dan een factor duizend te kunnen verschillen. Deze enorme spreiding maakt het niet eenvoudig om een schatting te maken van Pb-gehalten in pissebedden van baggerspeciedepots. Mogelijk spelen verschillen in substraat, soort en fysiologische staat hierin een belangrijke rol. De concentratiefactoren waren echter in de meeste gevallen kleiner dan 1, hetgeen betekent dat het Pb-gehalte in pissebedden meestal niet hoger is dan in het strooiselmateriaal, zoals ook te zien is in figuur 3.



Figuur 3. Relatie tussen Pb-gehalten (mg.kg^{-1}) in de pissebed Oniscus ascellus en het bijbehorende strooiselmateriaal, (naar Martin & Coughtrey 1982).

Rekening houdend met de hoge Pb-gehalten in de strooisellagen van baggerspeciedepots wordt op grond van bovenstaande uitgegaan van een gemiddeld Pb-gehalte van 300 mg.kg^{-1} in pissebedden.

3.2.6.4 Slakken

In hun beschouwing over terrestrische dieren als biomonitors voor zware metalen verontreiniging maken Martin & Coughtrey (1982) een onderscheid tussen huisjesslakken en naaktslakken (zonder slakkenhuis). Ten aanzien van Pb-accumulatie is er tussen beide typen slakken echter géén duidelijk verschil. Hierbij dient echter vermeld te worden dat de gemeten gehalten uitsluitend betrekking hebben op de zachte weefsels. Pb-gehalten in slakkenhuisjes zijn niet vermeld. In huisjesslakken zijn Pb-gehalten gemeten van 10,7 tot 365 mg.kg^{-1} . Bioconcentratiefactoren varieerden van 0,031 tot 0,52 met een gemiddelde van 0,19. In naaktslakken bedroegen de Pb-gehalten $8,5\text{--}315 \text{ mg.kg}^{-1}$ met concentratiefactoren van 0,001 tot 0,40 (gemiddeld 0,18) (Martin & Coughtrey 1982).

Hoewel slakken ook wel vers plantenmateriaal eten, leven zij vooral van en in de strooisellaag. De concentratiefactoren zijn derhalve gebaseerd op de Pb-gehalten in strooiselmateriaal. Dit betekent dat voor beide typen slakken gemiddelde Pb-gehalten van $90\text{--}100 \text{ mg.kg}^{-1}$ te verwachten zijn.

Gegevens over de mogelijke toxiciteit van Pb in slakken zijn niet bekend. Slakken accumuleren Pb vooral in de middendarmklier waar het vermoedelijk gedetoxificeerd opgeslagen wordt (Coughtrey & Martin 1977).

3.2.6.5 Springstaarten

Onvoldoende gegevens zijn beschikbaar om een schatting te kunnen maken van het te verwachten Pb-gehalte in springstaarten van baggerspeciedepots. In springstaarten afkomstig van wegbermen werd gemiddeld 86 mg.kg^{-1} gemeten bij een gehalte van 1250 mg.kg^{-1} in de vegetatie (grassen) (Joosse & Buker 1979).

Er zijn aanwijzingen dat springstaarten selectief eten en daarbij sterk Pb-verontreinigd materiaal vermijden. Het meeste opgenomen Pb wordt direct uitgescheiden via de faeces. Een gedeelte wordt echter opgenomen in het lichaam en grotendeels via de vervellingsprodukten uitgescheiden (Joosse & Verhoef 1983).

De toxiciteit van Pb in springstaarten is gering. Sublethale effecten,

waaronder een afname van de groei en de respiratie, en een kleine toename van de mortaliteit (1%) zijn slechts waargenomen bij zeer hoge gehalten (8400 mg.kg^{-1}) in het voedsel (algen) (Joosse & Verhoef 1983).

3.2.7 Gewervelde dieren

3.2.7.1 Inleiding

Anorganische Pb-verbindingen (zouten en oxiden) en organische Pb-verbindingen (o.a. tetra-ethyllood en tetra-methyllood) kunnen onderling verschillen in absorptie, accumulatie en toxisch effect. Overzichten worden onder andere gegeven door EHC 1977 en Grandjean & Nielsen (1979).

Pb wordt voornamelijk opgenomen via de darm en de longen, maar voor organisch Pb is ook de huid een belangrijke opnameroute. De Pb-absorptie uit de darm wordt beïnvloed door de hoeveelheid en de samenstelling van het voedsel (gehalte aan Ca, Fe, vetten en eiwitten). Ook de leeftijd van het organisme is van belang. Jonge dieren absorberen ongeveer 40% Pb, terwijl volwassen exemplaren slechts ca. 8% uit de darm opnemen (Hammond & Beliles 1980). Jonge dieren zijn hierdoor ook gevoeliger voor blootstelling aan Pb (Forbes & Sanderson 1978).

Na opname van anorganisch Pb uit de bloedbaan vindt er een snel transport plaats naar het botweefsel waar ongeveer 90% van het Pb terecht komt. De rest verspreidt zich over de zachte weefsels waarvan de lever en nieren het meeste Pb opnemen. Bij een continue blootstelling kan er een geleidelijke accumulatie optreden in het botweefsel (Hammond & Beliles 1980). Tetra-ethyllood accumuleert snel in de zachte weefsels, met name in de hersenen, en vergiftigingsverschijnselen treden dan al op voordat accumulatie in botweefsel mogelijk is (Mahaffey 1978).

De voornaamste organen die negatief beïnvloed worden in geval van Pb-vergiftiging zijn het zenuwstelsel, de nieren en het bloed (Hammond & Beliles 1980). Oplosbare Pb-zouten zijn toxischer dan onoplosbare zouten.

Uit experimenten is gebleken dat Pb-subacetaat carcinogeen is in muizen en ratten en dat Pb-acetaat en Pb-fosfaat carcinogeen zijn in ratten. Er zijn duidelijke aanwijzingen voor mutagene en teratogene eigenschappen van enkele Pb-zouten (IARC 1980).

De excretie van Pb verloopt voornamelijk via de urine, maar ook via

de gal en het afsterven van Pb-bevattend epitheelcellen zoals nagels en haren (Hammond & Beliles 1980).

Gegevens zijn verzameld over amfibieën, konijnen, muizen en vogels.

3.2.7.2 Amfibieën

In een studie naar het effect van Pb op de celgroei van kikkervisjes bleek dat chronische blootstelling in oplossingen van 1-100.000 tot 1-100 Pb-acetaat ($6,37 - 6370 \text{ mg Pb L}^{-1}$) lethaal was voor zeer jonge kikkervisjes. Bij oudere kikkervisjes trad géén sterfte op, maar wél een vertraagde groei bij concentraties van 1-100.000 Pb-acetaat ($6,37 \text{ mg Pb L}^{-1}$). De conclusie luidde dat groeiremming evenredig was met de groei-capaciteit en dat Pb vooral toxisch is voor de zeer jonge kikkervisjes. Uit een ander experiment bleek dat Pb-nitraat bij nog lagere concentraties een toxische werking had op kikkervisjes. Groeiremming van kikkervisjes trad op bij oplossingen van $1,6 \text{ mg L}^{-1}$ Pb-nitraat ($1,17 \text{ mg Pb L}^{-1}$) en sterfte werd waargenomen bij $3,3 \text{ mg L}^{-1}$ ($2,41 \text{ mg Pb L}^{-1}$).

Een afname van het aantal rode bloedcellen werd geconstateerd bij een andere amfibie-soort (*Necturus* spp.) in oplossingen van 50 mg L^{-1} Pb-acetaat ($31,85 \text{ mg Pb L}^{-1}$) (Forbes & Sanderson 1978).

Een risico-analyse voor amfibiesoorten van baggerspeciedepots is niet mogelijk, omdat géén gegevens beschikbaar zijn over de Pb-gehalten in het open water van baggerspeciedepots.

3.2.7.3 Konijnen en hazen

Door het Centraal Diergeneeskundig Instituut is een onderzoek gedaan naar de Pb-belasting van hazen en konijnen in de Broekpolder. Op grond van metingen van Pb-gehalten in lever en nieren werd geconcludeerd dat in vergelijking met andere gebieden, konijnen en hazen uit de Broekpolder in sterk verhoogde mate belast worden met Pb-verbindingen. Eveneens bleek uit het onderzoek dat seizoensafhankelijke fluctuaties optreden, waardoor de belasting in de winter aanzienlijk hoger is dan in de zomer. De winter Pb-gehalten gemeten in drie hazen en zeven konijnen waren gemiddeld $14,17 (8,0-21,9) \text{ mg.kg}^{-1}$ in de lever, $11,26 (5,3-19,8) \text{ mg.kg}^{-1}$ in de nieren en $0,74 (0,13-2,3) \text{ mg.kg}^{-1}$ in spiervlees (Van Lieshout 1981).

De betekenis van deze verhoogde Pb-gehalten voor het optreden van symptomen van Pb-intoxicatie is niet eenvoudig vast te stellen. Gegevens die een direkte relatie leggen tussen toxisch effect en gehalte in voedsel of organen zijn voor konijnen en hazen niet beschikbaar. Alleen kon informatie worden gevonden over effecten die optreden na subcutane injectie van Pb-zouten. Spit et al. (1981) injecteerden 3 groepen van 10 konijnen 3 maal per week met oplossingen van Pb-acetaat in concentraties van 0 (controle), 0,25 en 0,50 mg Pb-acetaat per kg-lichaamsgewicht. Na 14 weken werden in het bloed Pb-gehalten gemeten van respectievelijk 0,06, 0,5 en 0,6 mg L⁻¹ en werden lichte dosis afhankelijke nierbeschadigingen waargenomen in de vorm van cellulaire afwijkingen. Een berekening van de kans dat deze effecten op zullen treden bij konijnen die zich voeden met planten van baggerspeciedepots is gegeven in onderstaand schema. Bij de berekening is uitgegaan van de laagste dosis waarbij een merkbaar effect optrad.

- | | | |
|------|--|------------|
| stel | subcutane injecties van 0,25 mg.kg ⁻¹ Pb-acetaat
in volwassen konijnen (3,5-4,5 kg), 3 maal per week
gedurende 14 weken, veroorzaken schade aan nier-
cellen | referentie |
| | | (1) |
| dan | komt 0,25 mg Pb-acetaat overeen met 0,16 mg Pb, en
komen 3 doses van 0,16 mg Pb kg ⁻¹ overeen met
een dagelijkse schadelijke dosis van <u>0,07 mg Pb</u>
<u>kg⁻¹dg⁻¹</u> | |
| stel | in het wild levende konijnen eten 250 g vers voed-
sel per dag, en | (2) |
| stel | het plantaardige voedsel bevat 75% vocht | (3) |
| dan | komt 250 g vers voedsel overeen met 62,5 g droog
voedsel | |
| stel | de vegetatie van baggerspeciedepots bevat 10 mg
Pb kg ⁻¹ | (4) |
| dan | is de dagelijkse opname 0,625 mg Pb konijn ⁻¹ dg ⁻¹ | |
| stel | uit het voedsel in de darm wordt 8% Pb geabsorbeerd | (5) |
| dan | is de dagelijkse opname in de bloedbaan en lichaams-
weefsels 0,05 mg Pb konijn ⁻¹ dg ⁻¹ | |
| stel | in het wild levende konijnen wegen gemiddeld 1,5 kg | (2) |
| dan | is de dagelijkse inname <u>0,033 mg Pb kg⁻¹dg⁻¹</u> | |

- (1) Spit et al. (1981)
- (2) zie 2.5-17
- (3) zie 2.5-15
- (4) zie 3.2.3
- (5) zie 3.2.7.1.

Uit de gevolgde berekening blijkt dat de te verwachten opname in het lichaam ongeveer de helft is van de schadelijke dosis. Gezien de vele noodzakelijke vooronderstellingen in de berekening dient deze conclusie echter met de nodige voorzichtigheid beschouwd te worden (zie ook 2.5-11).

3.2.7.4 Muizen

Verhoogde Pb-gehalten zijn gemeten in lichaamswefsel van muizen afkomstig van verontreinigde terreinen (Curnow et al. 1977, Haschek et al. 1979, Scanlon 1979, O'Neill et al. 1983). Pb-gehalten waren overwegend hoger in insektivore muizen dan in herbivore muizen (Scanlon 1979, O'Neill et al. 1983). Binnen de groep van herbivore muizen nam het Pb-gehalte toe van dieren die vooral vruchten en zaden eten naar muizen die zich voornamelijk met wortels en knollen voeden (Haschek et al. 1979). De accumulatie van Pb bleek seizoensafhankelijk te zijn waarbij de hogere gehalten vooral in de herfst en winter werden gemeten (Curnow et al. 1977, O'Neill et al. 1983).

Tallose onderzoeken zijn gedaan naar de toxiciteit van Pb-verbindingen in muizen. Waargenomen effecten betreffen onder andere chromosoombeschadigingen (Forni 1980), tumorvorming, remming van de bloedvorming, vermindering van de reproductie, hersenweefselbeschadiging (EHC 1977, IARC 1980) remming van het agressiegedrag (Ogilvie & Martin 1982) en een afname van de immuunrespons (Koller & Roan 1980, Hallauer et al. 1983). Toxische doses varieerden daarbij van ongeveer 10 mg.kg^{-1} tot enkele duizenden mg.kg^{-1} .

Een interessant veldonderzoek naar het voedselketentransport van Pb naar herbivore, omnivore en insektivore muizen, met daaraan gekoppeld een risico-analyse voor deze muizensoorten, is beschreven door O'Neill et al. (1983). Over een periode van één jaar zijn monsters genomen van bodem, vegetatie, kevers en muizen afkomstig van drie wegbermlokaties met een toenemende verkeersintensiteit, resp. Alta Vista, Konza en Paxico.

Van de muizensoorten werd de voedselsamenstelling van de maaginhoud geanalyseerd, op basis waarvan een indeling gemaakt werd in herbivore, omnivore en insektivore muizen. De gemiddelde Pb-gehalten van de verzamelde monsters zijn vermeld in onderstaande tabel.

Tabel 4. Gemiddelde Pb-gehalten (mg.kg^{-1}) in bodem, vegetatie, kevers en muizen van drie wegbermlocaties met verschillende verkeersintensiteiten.

		Alta Vista	Konza	Paxico
Bodem	:	43,6	63,3	66,2
Vegetatie	:	14,5	18,8	29,8
Kevers	:	~ 5	~ 3	~ 8
Muizen, herbivoren	, maag :	5,8	5,8	11,1
	lever:	2,2	1,7	2,3
omnivoren	, maag :	3,1	3,0	4,3
	lever:	1,9	1,2	1,4
insektivoren	, maag :	5,4	3,2	7,3
	lever:	1,9	1,6	3,5

De Pb-gehalten in kevers en in de maag en lever van muizen zijn beduidend lager dan in de vegetatie waarin met name in de winter hoge gehalten zijn gemeten. Geconcludeerd werd dat de Pb-gehalten in bodem, vegetatie, kevers en muizen hoger zijn bij een hogere verkeersintensiteit. De relatief lage gehalten in de dieren afkomstig van Konza werden verklaard uit de niet-geïsoleerde ligging van deze lokatie, in tegenstelling tot de andere lokaties, waardoor deze dieren de mogelijkheid hadden om ook in nabijgelegen schonere terreinen te foerageren. Het Pb-gehalte in de muizen werd gerelateerd aan de voedingsgewoonten, waarbij het gehalte in de herbivore dieren groter is dan in de omnivore of insektivore muizen.

Vervolgens is met behulp van literatuurgegevens de dagelijkse Pb-opname door de muizen berekend (tabel 5) en is een voorspelling gedaan omtrent risico's voor het optreden van toxische effecten. Uitgaande van een schadelijke dosis van $0,5-0,6 \text{ mg dag}^{-1}$ (afname van de reproductie, nierafwijkingen en sterfte) voor muizen, werden de Pb-gehalten in Paxico beschouwd als potentieel gevaarlijk, in Konza als een grensgeval en in Alta Vista als misschien niet gevaarlijk (O'Neill *et al.* 1983).

Voor baggerspeciedepots is het Pb-gehalte in de vegetatie geschat op ongeveer 15 mg.kg^{-1} en is daarmee vergelijkbaar met de gehalten in de vegetatie van Alta Vista (zie tabel 4). Derhalve zal de Pb-verontreini-

Tabel 5. Geschatte Pb-opname (mg dg^{-1}) door muizen van wegbermen.

	<u>Alta Vista</u>	<u>Konza</u>	<u>Paxico</u>
herbivoren	0,363	0,470	0,745
omnivoren	0,049	0,055	0,096
insektivoren	0,063	0,052	0,011

ging op baggerspeciedepots voor overwegend herbivore muizen (b.v. veldmuis, woelrat) vrij ongevaarlijk kunnen zijn. Op een meer kwantitatieve wijze kan het risico als volgt berekend worden.

- stel de toxische dosis is $0,5-0,6 \text{ mg Pb muis}^{-1}\text{dg}^{-1}$ (1)
- stel herbivore muizen eten 20 g vers voer per dag, en (2)
- stel vers plantaardig materiaal bevat 75% vocht (3)
- dan eten de muizen 5 g droog voer per dag
- stel de vegetatie van baggerspeciedepots bevat 10 mg Pb kg^{-1} (4)
- dan is de dagelijkse opname $0,05 \text{ mg Pb muis}^{-1}\text{dg}^{-1}$

(1) O'Neill et al. (1983)

(2) zie 2.5-16

(3) zie 2.5-15

(4) zie 3.2.3.

Uit de berekeningen blijkt dat de schadelijke dosis ruim 10 maal zo hoog is als de te verwachten opname.

Op vergelijkbare wijze kan het risico voor insektivore muizen berekend worden. Het gehalte in het potentiële voedsel van deze muizen is geschat op $90-100 \text{ mg.kg}^{-1}$ voor slakken, 250 mg.kg^{-1} voor regenwormen en 300 mg.kg^{-1} voor pissebedden. Indien er van uitgegaan wordt dat insektivore muizen uitsluitend regenwormen zouden eten kan het risico voor het optreden van toxische effecten als volgt berekend worden.

- stel de toxische dosis is $0,5-0,6 \text{ mg Pb muis}^{-1}\text{dg}^{-1}$, en (1)
- stel insektivore muizen eten 20 g vers voedsel (c.q. wormen) per dag, en (2)
- stel regenwormen bevatten 85% vocht (3)
- dan eten de muizen 3 g droog voedsel per dag
- stel regenwormen bevatten $250 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ (4)
- dan is de dagelijkse opname $0,75 \text{ mg Pb muis}^{-1}\text{dg}^{-1}$

- (1) O'Neill et al. (1983)
- (2) zie 2.5-16
- (3) zie 2.5-15
- (4) zie 3.2.6.2.

Voor inaktivore muizen is het risico aanmerkelijk hoger dan voor herbivore muizen. De berekende opname is meer dan de toxische dosis. Door een gevarieerder consumptiepatroon kan de werkelijke opname afwijken van de berekende waarde. Consumptie van pissebedden en slakken zal echter niet tot een sterke vermindering leiden.

3.2.7.5 Vogels

De meeste literatuurgegevens over de toxiciteit van Pb in vogels zijn niet bruikbaar voor een risico-evaluatie omdat zij vrijwel uitsluitend betrekking hebben op de intoxicatie van watervogels door het opeten van lood-hagel dat door jacht en visserij-activiteiten in het watermilieu wordt gebracht (zie o.a. Forbes & Sanderson 1978, Roscoe & Nielsen 1979, Dieter 1979).

Verzamelde literatuurgegevens van Forbes & Sanderson (1978) wijzen er op dat toxische effecten bij enkele vogelsoorten kunnen optreden bij gehalten in het voedsel van ongeveer $500 \text{ mg Pb kg}^{-1}$. Deze effecten betreffen een verminderde groei en een afname van het hemoglobinegehalte in het bloed. Op baggerspeciedepots zal voor vogels die slakken ($90\text{--}100 \text{ mg.kg}^{-1}$), regenwormen (250 mg.kg^{-1}) en pissebedden (300 mg.kg^{-1}) in hun voedselpakket hebben, de Pb-opname wellicht ongeveer de helft van de schadelijke dosis kunnen bedragen. Een nauwkeurige risico-analyse is echter niet mogelijk.

3.2.8 Samenvatting

Relatief veel milieubiologisch onderzoek is verricht aan Pb. Baggerspeciedepots zijn matig tot sterk verontreinigd met Pb. Voor de vegetatie en strooisellagen zijn Pb-gehalten geschat van respectievelijk 10 en 500 mg.kg^{-1} . Voor micro-organismen is een zekere invloed op de soortensamenstelling te verwachten. Paddestoelen bevatten mogelijk 30 mg.kg^{-1} Pb. Bij regenwormen kunnen lichte toxische effecten optreden. Voor regenwormen, pissebedden en slakken zijn Pb-gehalten geschat van respec-

tievelijk 250, 300 en 90-100 mg.kg⁻¹. Konijnen en hazen van baggerspeciedepots vertonen sterk verhoogde Pb-gehalten in lever en nieren. De geschatte Pb-opname door konijnen is ongeveer de helft van de toxische dosis op basis van subcutane injecties. Voor herbivore en insektivore muizen is de veronderstelde Pb-opname respectievelijk ruim 10 maal lager en ca. 1,4 maal hoger dan de toxische dosis. Voor enkele vogelsoorten zou de Pb-opname naar schatting ongeveer de helft van de toxische dosis kunnen bedragen.

3.3 Kwik (Hg)

3.3.1 Inleiding

Kwik (Hg) is voor zover bekend géén essentieel element in de natuur. Hg heeft giftige eigenschappen voor planten, dieren en mensen. In de bodem vertoont Hg doorgaans een lage mobiliteit (CCRX 1982).

Milieuonderzoek aan Hg betreft voornamelijk onderzoek aan het aquatische milieu (zie o.a. Taylor 1979). Ook worden de publicaties die betrekking hebben op Hg-pesticiden, in deze studie buiten beschouwing gelaten.

Onderzoekgegevens zijn verzameld over Hg in relatie tot de bodem, planten, strooisellaag, micro-organismen en paddestoelen, regenwormen, muizen en vogels.

3.3.2 Bodem

Het totaalgehalte aan Hg in havenslib, baggerspeciedepots en enkele relatief schone Nederlandse bodems is vermeld in tabel 6.

Tabel 6. Hg-gehalten in havenslib en bodemmateriaal.

	<u>Gehalten (mg.kg⁻¹)</u>	<u>Referentie</u>
havenslib (klasse 3)	gem. 4,7 (0,025-45,0)	Monstercampagne (1981)
baggerspeciedepots	2,8-9,2	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
Nederlandse zavelgrond (0-10 cm)	0,06-0,36	Edelman (1983)

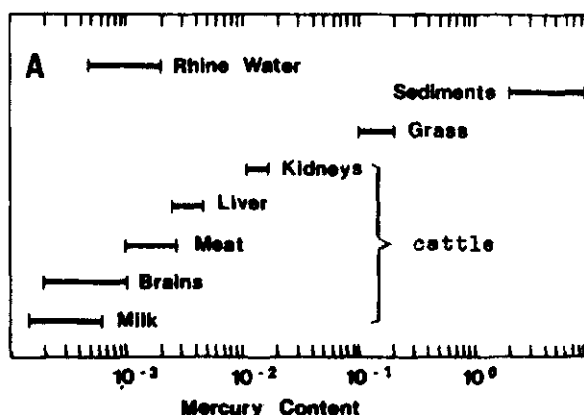
Als gemiddeld gehalte voor de baggerspeciedepots kan de waarde van het havenslib (gem. 4,7 mg.kg⁻¹) gehanteerd worden. Dit gehalte is aanmer-

kelijk hoger (ca. 10-80 maal) dan dat van een aantal, enigszins vergelijkbare, Nederlandse zavelgronden. Deze relatief schone gehalten zijn, net als bij Pb, zelfs aan de hoge kant vergeleken met buitenlandse waarnemingen (Edelman 1983). Van nature komt Hg voor in bodemgehalten van minder dan $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Weaver et al. 1984) tot ongeveer $0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Craig 1980). In sterk verontreinigde bodems zijn gehalten van 90 mg.kg^{-1} gemeten (Weaver et al. 1984).

Hg kan in verschillende chemische vormen voorkomen in het bodemmateriaal van baggerspeciedepots. Dit kunnen anorganische vormen (metallisch Hg^0 , Hg^+ - en Hg^{2+} zouten) en organische verbindingen (alkyl-, aryl- en alkoxyalkylverbindingen) zijn, die zich onderling verschillend kunnen gedragen in het bodemmateriaal (Andersson 1979). Enkele bodemfactoren die de mobiliteit van Hg beïnvloeden zijn: het organisch stofgehalte, het sulfide-gehalte, oxidatie-reductie-eigenschappen van de bodem, complexvorming met Cl^- en OH^- ionen, de zuurgraad, het zoutgehalte en de microbiële activiteit (Gambrell et al. 1978, Andersson 1979). Met name een hoog organisch stofgehalte, een hoog sulfide gehalte en een zwak reducerende tot neutrale pH hebben een remmende werking op de mobiliteit van Hg in baggerspeciedepots (Gambrell et al. 1978). Door de te verwachten voortschrijdende afbraak van organische stof op de baggerspeciedepots zal de mobiliteit van Hg kunnen toenemen.

In de onderhavige studie is de mobiliteit van Hg in de bodem vooral van belang voor de biologische beschikbaarheid, de opname door planten en dieren, en het verdere transport in de voedselketens. Met uitspoelingseffecten wordt géén rekening gehouden. In figuur 4 wordt een indruk gegeven van de samenhang tussen de Hg-gehalten in het water van de Rijn, het rivierslib en grassen van de uiterwaarden, en enkele lichaamsweefsels van koeien die in de uiterwaarden grazen (Salomons 1983).

In de figuur is te zien dat de range van bodemgehalten iets hoger ligt dan op baggerspeciedepots. Ten opzichte van de bodem neemt het Hg-gehalte af via het gras naar de verschillende lichaamsweefsels van de koe. De geringe opname door de koeien werd toegeschreven aan de zuurstofloze omstandigheden in de pens waardoor de biologische beschikbaarheid van Hg zou afnemen. Geconcludeerd werd dat naast gedetailleerde kennis over de speciatie in water, bodem of gras ook gegevens over de toestand van de dieren van belang zijn om de consequenties van de Hg-verontreiniging te kunnen overzien (Salomons 1983).



Figuur 4. Hg-gehalten (mg.kg^{-1}) in een korte voedselketen in de uiterwaarden van de Rijn, (naar Salomons 1983).

3.3.3 Planten

Gegevens over de opname en het transport van Hg-verbindingen door planten zijn vrij schaars en geven hierover géén eenduidig beeld. Bij lage gehalten in de bodem (ca. $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$) kan Hg vrij gemakkelijk worden getransporteerd (Ernst & Joosse-van Damme 1983) en komen de gehalten in de plant ongeveer overeen met die van de bodem (Weaver et al. 1984). Echter, ook verhogingen van 8 maal het gehalte van de bodem zijn waargenomen (Martin & Coughtrey 1982). In verontreinigde terreinen is het gehalte in de planten doorgaans lager dan dat van de bodem. Het Hg-gehalte van moerasplanten van verontreinigde slibbodems bleek niet hoger te zijn dan dat van planten afkomstig van schone, natuurlijke, moerasgebieden. Geconcludeerd werd dat door planten van de meeste gecontamineerde slibbodems Hg niet sterk geaccumuleerd wordt (Gambrell et al. 1978).

In figuur 4 is te zien dat grassen van Rijn-uiterwaarden Hg-gehalten bevatten in de orde van $0,1\text{-}0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. In tabel 7 zijn enkele Hg-gehalten samengevat van grassen, landbouwgewassen en boomsoorten die gekweekt zijn op bodemmateriaal van de Broekpolder, Steendijkpolder en Kralingerpolder. Het betreft hier de maximale waarden over een aantal plantensoorten. Het laagste gemeten gehalte was minder dan $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ in tarwekorrels van zomertarwe (Van Driel et al. 1977).

Tabel 7. Maximale Hg-gehalten in planten gekweekt op havenslib, en bijbehorende bodemgehalten.

Plantensoort	Gegehalten (mg.kg^{-1})		Referentie
	Plant	Bodem	
gras*	0,130	-	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
bietenblad*	0,340	-	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
gras**	0,038	4,8	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
aardappelblad**	0,238	8,4	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
es*	0,29	6,62	Peeters <u>et al.</u> (1983)

* veldproeven, ** potproeven.

Ten opzichte van planten uit niet-verontreinigde terreinen zijn de Hg-gehalten als verhoogd te beschouwen. In de literatuur worden gemiddelde achtergrondgehalten vermeld van $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Shacklette 1970) en $0,005\text{--}0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Peeters et al. 1983). In vergelijking met relatief schone referentiegewassen gekweekt op rivierklei werden voor de landbouwgewassen (potproeven) 'accumulatiefactoren' (Hg-gehalte in gewas/Hg-gehalte in referentiegewas) berekend van 1,14–6,29 (gem. 2,09) (Van Driel et al. 1977).

Evenals bij Pb het geval is, worden bij de landbouwgewassen de hoogste Hg-gehalten aangetroffen in de bladeren, terwijl ten opzichte van referentiegewassen de sterkste verhoging plaatsvindt in de wortels, knollen en bollen. In zaden zijn de Hg-gehalten relatief laag (Van Driel et al. 1977). Tijdens laboratoriumproeven met de grassoort Cynodon dactylon bleek het Hg-gehalte toe te nemen van de stengels via de bladeren naar de wortels. Het gehalte in stengels en bladeren was overwegend lager en dat in wortels was doorgaans veel hoger dan het bodemgehalte. Adsorptie van Hg aan de wortels werd hierbij niet uitgesloten (Weaver et al. 1984).

Naar aanleiding van bovenstaande zal, rekening houdend met een gemiddeld bodemgehalte van $4,7 \text{ mg.kg}^{-1}$, voor de vegetatie van baggerspeciedepots worden uitgegaan van een gemiddeld Hg-gehalte van $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ in de gehele planten.

3.3.4 Strooisellaag

In strooisellagen worden vaak relatief hoge gehalten aan zware metalen

aangetroffen. Tijdens een onderzoek naar de groei van verschillende boomsoorten in de Broekpolder is het Hg-gehalte gemeten in 2 typen strooisellagen. In een bladerenmengsel van diverse loofboomsoorten werd $2,92 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg gemeten, terwijl strooisellagen die hoofdzakelijk uit bladeren van de zomereik bestonden, $1,80 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg bleken te bevatten (Peeters et al. 1983). Een gemiddeld gehalte van ongeveer 2 mg.kg^{-1} in strooiselmateriaal van baggerspeciedepots lijkt derhalve niet onwaarschijnlijk. Dit betekent een verhoging van het Hg-gehalte van 5-10 maal ten opzichte van het levende materiaal. De gehalten zijn echter lager dan het gemiddelde gehalte van de bodem.

3.3.5 Micro-organismen en paddestoelen

Micro-organismen spelen een rol in de mobiliteit van Hg in bodemmateriaal. Door microbiële activiteit kan Hg^{2+} gereduceerd worden tot Hg^0 . Ook kan methylering en demethylering plaats vinden onder invloed van micro-organismen, waarbij in bodems en sedimenten mogelijk een evenwicht optreedt tussen beide processen (Craig 1980). De aanwezigheid van relatief hoge gehalten aan methylkwik in zeeslib werd mede toegeschreven aan microbiële omzettingen onder anaërobe omstandigheden (Windom & Kendall 1979).

De microbiële activiteit kan geremd worden door Hg. Enkele meetgegevens over de remmende werking van Hg-verbindingen op de belangrijke bodemmineralisatieprocessen, bodemademhaling, ammonificatie en nitrificatie, zijn samengevat in onderstaande tabel 8 (Doelman & Haanstra 1983).

Tabel 8. Invloed van Hg op bodemademhaling, ammonificatie en nitrificatie.

Gehalte (mg.kg^{-1})	Hg- zout	Grondsoort	% Remming		
			Ademhaling	Ammonificatie	Nitrificatie
10	HgSO_4	lemig zand	29-33	-	-
100	HgSO_4	lemig zand	53-55	-	-
100	HgCl_2	klei	20	5	40
100	HgCl_2	zand	20	24	95

- = géén gegevens

Deze remmingspercentages zijn gemeten na perioden van 14 tot 56 weken. Uit de gegevens in de tabel valt af te leiden dat op baggerspeciedepots,

met incidentele Hg-gehalten tot $45,0 \text{ mg.kg}^{-1}$, rekening gehouden moet worden met lokale remming van de bodemademhaling en mogelijk ook van de ammonificatie en nitrificatie.

In paddestoelen worden relatief hoge Hg-gehalten gemeten (zie o.a. Stegnar et al. 1973, Stijve & Roschnik 1974, Stijve & Besson 1976, Seeger 1976, RIN 1983). Een klein gedeelte van het totale Hg is aanwezig als methyl-Hg (Stegnar et al. 1973). Tussen verschillende soorten paddestoelen bestaan grote verschillen in de mate van accumulatie en concentratie (Seeger 1976). Natuurlijke gehalten tot $19,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ met concentratiefactoren tot 58 zijn vastgesteld bij sterk accumulerende soorten als Lycoperdon spp. en Agaricus spp. In andere soorten, met name de op hout groeiende paddestoelen, worden lage gehalten gemeten van ca. $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Stijve & Roschnik 1974). In onderstaande tabel zijn enkele metingen samengevat van Hg-gehalten in paddestoelen en bijbehorende bodems van verontreinigde en relatief schone terreinen in Nederland (RIN 1983).

Tabel 9. Hg-gehalten (mg.kg^{-1}) in enkele paddestoelsoorten en bodems en concentratiefactoren.

<u>Paddestoel</u>	<u>Bodem</u>	<u>Concentratiefactor</u>
0,04-1,04	0,25	0,2- 4,2
4,29-4,42	0,35	12,3-12,6
0,27-0,33	0,03	9,0-11,0
0,28	0,03	9,3

Uit de tabel blijkt dat Hg sterk geconcentreerd ($CF > 1$) kan worden door paddestoelen. Uitgaande van een gemiddeld Hg-gehalte op baggerspeciedepots van $4,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ en een gemiddelde concentratiefactor van ongeveer 8, moet rekening worden gehouden met een gemiddelde hoog Hg-gehalte van ruim 37 mg.kg^{-1} in paddestoelen van baggerspeciedepots. Gezien de grote interspecifieke variatie kan deze geschatte waarde echter belangrijk afwijken van het werkelijke gemiddelde.

3.3.6 Regenwormen

Met uitzondering van enkele publicaties over regenwormen, waren er vrijwel géén gegevens beschikbaar over Hg-gehalten in de ongewervelde terrestrische fauna. Martin & Coughtry (1982) stellen dat het Hg-gehalten

in regenwormen van met zuiveringsslib behandelde terreinen weliswaar toeneemt, maar dat de biologische beschikbaarheid daarbij laag is. Door Bull et al. (1977) is een onderzoek gedaan naar het transport van Hg in een stukje voedselketen in de direkte omgeving van een chloor-alkali-fabriek. Hg-gehalten zijn gemeten in onder andere de bodemtoplaag, een grassoort (Festuca rubra) en de regenworm Lumbricus terrestris (zie tabel 10). Het gemiddelde bodemgehalte komt redelijk overeen met het gehalte op de baggerspeciedepots (gem. $4,7 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Tabel 10. Hg-gehalten (mg.kg^{-1}) in bodem, gras en regenwormen in de nabijheid van een chloor-alkali-fabriek.

Bodem	gem. 3,81 (0,69-12,6)
Festuca rubra	gem. 4,01 (1,30-9,41)
Lumbricus terrestris	gem. 1,29 (0,27-3,27) (versgewicht)

Opvallend is het hoge gehalte in het gras. De gehalten in regenwormen zijn berekend op het versgewicht. Uitgaande van een vochtpercentage in regenwormen van ongeveer 85% (zie 2.5-15) betekent dit een gemiddeld Hg-gehalte van ongeveer $8,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ (drooggewicht), en een daaruit te berekenen bioconcentratiefactor van 2,26. Voor regenwormen van baggerspeciedepots is een hoog gemiddeld Hg-gehalte van 10 mg.kg^{-1} (drooggewicht) dan niet onwaarschijnlijk.

Een interessant onderzoek naar de toxiciteit van Hg in de, niet in Nederland voorkomende, wormsoort Octochaetus pattoni is verricht door Abbasi & Soni (1983). Wormen werden tot 60 dagen bewaard in bodemmateriaal met verschillende gehalten aan HgCl_2 . Gedurende deze periode werd om de 5 of 10 dagen het sterftepercentage berekend. Vervolgens zijn de lethale doses voor verschillende blootstellingsperioden berekend. Enkele resultaten zijn in tabel 11 samengevat. Met het oog op de situatie op baggerspeciedepots zijn deze resultaten bijzonder verontrustend. Afgaande op de verzamelde gegevens zouden regenwormen nauwelijks in staat zijn de heersende Hg-belasting (gem. $4,7 \text{ mg.kg}^{-1}$) te overleven. Een sterftepercentage van 35% werd zelfs nog gemeten bij een bodemgehalte van $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Uit de tabel blijkt ook dat de LD_{50} -waarde lager wordt bij een langere blootstellingsduur, hetgeen van belang is voor baggerspeciedepots waar sprake is van een chronische belasting. Hoewel over vele belangrijke factoren als speciatie, biologische beschikbaarheid, interacties en in-

terspecifieke verschillen onvoldoende duidelijkheid bestaat, kan niettemin gesteld worden dat de Hg-belasting een duidelijke bedreiging vormt voor regenwormen.

Tabel 11. Sterftepercentage en mediane lethale dosis (LD_{50}) bij de regenworm Octochaetus pattoni na blootstelling aan $HgCl_2$ gedurende verschillende perioden.

Tijd (dagen)	0,0 $mg.kg^{-1}$ %	1,0 $mg.kg^{-1}$ %	5,0 $mg.kg^{-1}$ %	LD_{50} $mg.kg^{-1}$
5	0	15	40	-
15	0	25	100	1,66
40	0	50	100	1,04
60	0	60	100	0,79

3.3.7 Gewervelde dieren

3.3.7.1 Inleiding

Metabolisme en toxiciteit van Hg zijn niet gelijk bij verschillende chemische vormen van Hg: metallisch Hg, anorganische Hg-zouten en organische Hg-verbindingen (zie o.a. EHC 1976). De organische Hg-verbindingen zijn over het algemeen giftiger dan de anorganische verbindingen (Sin et al. 1983).

Metallisch Hg wordt zeer slecht geabsorbeerd ($< 0,01\%$) en is daardoor van beperkt toxicologisch belang. Eenmaal opgenomen in de bloedbaan wordt het echter, met name in de rode bloedcellen, snel geoxideerd tot het giftige Hg^{2+} (Hammond & Beliles 1980).

Van de anorganische Hg-zouten zijn met name de Hg^{2+} -verbindingen van belang die giftiger zijn dan de Hg^+ -zouten (Hammond & Beliles 1980). De goed oplosbare zouten worden tot ongeveer 20% van de opgenomen hoeveelheid geabsorbeerd. De hoogste gehalten worden in afnemende volgorde aangetroffen in de nier, lever, milt en hersenen (Nordberg & Skerfving 1972). Bij muizen die gedurende 8 weken $HgCl_2$ oraal toegediend kregen, werden 3-5 maal hogere Hg-gehalten aangetroffen in de nier en milt dan bij muizen na 2 weken toediening (Sin et al. 1983). Een vrij langzame excretie vindt plaats via de nieren en faeces (Nordberg & Skerfving 1972). De nier is het belangrijkste doelwitorgaan bij anorganische Hg-intoxicatie (Friberg & Nordberg 1972).

Tot de organische Hg-verbindingen behoren de alkyl-, aryl- en de alkoxyalkyl verbindingen. Het zijn reactieve stoffen die goed oplosbaar zijn in vetten en snel opgenomen worden in de weefsels. Een belangrijk onderling verschil tussen deze drie groepen van organische Hg-verbindingen betreft de afbreekbaarheid in levende organismen. De alkyl-verbindingen zijn veel stabielere dan de aryl- en alkoxyalkylgroepen (Hammond & Beliles 1980).

De organische Hg-verbindingen worden zeer sterk geabsorbeerd uit de darm met een vrijwel volledige absorptie van alkyl-Hg en meer dan 50% absorptie van de arylgroep. Afhankelijk van de chemische vorm, de dosis en de blootstellingsduur kunnen de organische verbindingen accumuleren in bloedweefsel, lever, nier, vetweefsel en het centrale zenuwstelsel. De excretiesnelheid is afhankelijk van de chemische vorm en de mate van biologische afbraak van de betreffende stof. De excretiesnelheid is daardoor zeer variabel maar is over het algemeen zeer langzaam voor de alkylgroep, sneller bij de arylgroep en vrij snel voor de alkoxyalkyl-verbindingen (Nordberg & Skerfving 1972).

De toxicologisch belangrijkste alkyl Hg-verbindingen is methyl Hg. Bij ratten en konijnen worden de eerste toxische effecten waargenomen in de perifere zenuwen. Bij de meeste dieren echter en met name bij zwangere dieren, is het hersenweefsel het doelwitorgaan (Suzuki 1979).

Ondanks de uitgebreide kennis die er bestaat over absorptie distributie, metabolisme, toxiciteit en uitscheiding van diverse Hg-verbindingen, zijn relatief weinig gegevens beschikbaar voor risico-analyse van diersoorten van baggerspeciedepots. Gegevens zijn verzameld over muizen en vogels. Ratten, waar wél vrij veel informatie over bestaat (zie o.a. Fridberg & Nordberg 1972, Skerfving 1972, EHC 1976, Suzuki 1979) zijn buiten beschouwing gelaten (zie 2.5-17). Gegevens over de acute en chronische toxiciteit van Hg-verbindingen in ratten zijn bijzonder variabel en soms ook tegenstrijdig, waardoor zij bovendien moeilijk hanteerbaar zijn voor een risico-analyse.

3.3.7.2 Muizen

Gegevens over de toxiciteit van Hg in muizen zijn verzameld door Skerfving (1972), EHC (1976) en Suzuki (1979). Eén van de laagste toxische orale doses was $3,2 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ als methyl Hg chloride in het voedsel (Suzuki 1979). Tijdens een observatietijd van 50 dagen werden embryo-to-

xische en teratogene effecten vastgesteld bij de nakomelingen van wijfjes-muizen die gedurende de dracht werden blootgesteld aan deze relatief lage dosis.

Herbivore muizen van baggerspeciedepots worden mogelijk blootgesteld aan een gemiddelde dosis van $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ in het plantaardige voedsel (zie 3.3.3), hetgeen meer dan 15 maal zo laag is als de toxische dosis. Voor insektivore muizen van baggerspeciedepots ligt de situatie minder eenvoudig. Het Hg-gehalte in het potentiële voedsel is hierbij moeilijk te schatten. Gegevens hierover zijn zeer beperkt beschikbaar. Bovendien zal de voorspelde concentratie in regenwormen (10 mg.kg^{-1}), niet voor kunnen komen gezien de toxiciteit van Hg in regenwormen. De regenwormen zullen al sterven bij lagere lichaamsgehalten. Indien Hg echter overwegend sterker accumuleert in de ongewervelde fauna dan in planten, kan het risico voor de insektivore muizen hoger zijn dan voor de herbivore muizen.

3.3.7.3 Vogels

Accumulatie van Hg in natuurlijke vogelpopulaties is waargenomen (Koivusaari 1976, Fimreite et al. 1982). Verhoogde Hg-gehalten in het voedsel van de zeearend hebben mogelijk een nadelig effect op de levensvatbaarheid van de eieren (Koivusaari et al. 1976). Een Hg-gehalte van $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ in eieren van fazanten leidt tot een vermindering van de reproductie (Fimreite et al. 1982).

Bij gehalten van ca. 32 mg.kg^{-1} in het voedsel van fazanten en eenden werden mortaliteitspercentages van respectievelijk 90 en 85% vastgesteld, na 35 dagen blootstelling (Ernst & Joosse-van Damme 1983). Het toxische gehalte is veel hoger dan het geschatte gehalte ($0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) in het plantaardige voedsel op baggerspeciedepots. De sterftepercentages zijn echter eveneens zeer hoog, terwijl de blootstellingsduur vrij kort is. Eventuele sublethale effecten bij lage doses en chronische blootstelling kunnen derhalve niet uitgesloten worden. Een nauwkeurige risico-analyse is echter niet mogelijk.

3.3.8 Samenvatting

Relatief weinig gegevens zijn beschikbaar voor risico-analyses van Hg op baggerspeciedepots. Gehalten in planten, strooiselmateriaal en paddestoelen zijn geschat op respectievelijk 0,2, 2 en 37 mg.kg^{-1} . Een lokale

remming van de microbiële activiteit is niet uitgesloten. Regenwormen lijken het gemiddelde bodemgehalte van $4,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ op baggerspeciedepots niet te kunnen overleven. De te verwachten Hg-opname door herbivore muizen ligt ruim 15 maal lager dan de toxische dosis.

3.4 Cadmium (Cd)

3.4.1 Inleiding

Belangrijke bronnen van Cd-verontreiniging zijn o.a. fosfaatkunstmest, afvalgips, steenkool, aardolie, vuilverbranding en verontreinigd zuiveringsslib. In de natuur komt Cd veelal samen met Pb en Zn voor.

In tegenstelling tot Pb en Hg vormt Cd géén stabiele organische verbindingen. Cd vormt Cd^{2+} -zouten die sterk kunnen verschillen in hun oplosbaarheid in water. Cd vertoont een relatief hoge mobiliteit in de bodem en heeft een hoog potentieel voor bioaccumulatie en bioconcentratie.

Cd is géén essentieel element, en het wordt beschouwd als een van de meest toxische elementen in planten, dieren en de mens (zie o.a. Friberg et al. 1974, IARC 1976, Hammond & Beliles 1980 en CCRX 1982).

3.4.2 Bodem

In tabel 12 zijn enkele Cd-gehalten samengevat, die gemeten zijn in Rotterdams havenslib, bodemmateriaal van baggerspeciedepots en een aantal relatief schone Nederlandse zavelgronden.

Tabel 12. Cd-gehalten in havenslib en bodemmateriaal.

	<u>Gehalten (mg.kg^{-1})</u>	<u>Referentie</u>
havenslib (klasse 3)	gem. 14,7 (0,02-65,0)	Monstercampagne (1981)
baggerspeciedepots	4,3 -16,3)	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
Nederlandse zavelgrond (0-10 cm)	0,10-0,58)	Edelman (1983)

Voor de bodem van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld gehalte van $14,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ (havenslib, klasse 3). Dit komt overeen met waarden gemeten op enkele baggerspeciedepots (Broekpolder en Kralingerpolder). Ten opzichte van andere zavelgronden in Nederland is het

bodemgehalte van depots 25 tot 150 maal zo hoog. Net als bij Pb en Hg, zijn in het buitenland overwegend lagere achtergrondgehalten gemeten (Edelman 1983). Voor niet-verontreinigde bodems noemen Friberg et al. (1974) Cd-gehalten van minder dan 1 mg.kg^{-1} . Sterk verhoogde gehalten van meer dan 100 mg.kg^{-1} zijn gemeten in bodems behandeld met zuiverings-slib.

De mobiliteit van Cd in de bodem is hoog. De biologische beschikbaarheid hangt onder andere af van de pH, CEC ('cation exchange capacity') en het organische stofgehalte (Davis & Coher 1979). In aanwezigheid van zuurstof kunnen Cd-verbindingen geoxideerd worden tot goed oplosbare verbindingen, waardoor de biologische beschikbaarheid toeneemt. Dit proces wordt versneld door een lage bodem-pH (Gambrell et al. 1978). Op baggerspeciedepots zal de biologische beschikbaarheid derhalve beperkt kunnen zijn door zuurstofarme of zuurstofloze omstandigheden en een ongeveer neutrale pH.

3.4.3 Planten

Cd wordt relatief goed opgenomen door planten (Gambrell et al. 1978). Bij lage bodemgehalten (ca. $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$) worden in planten overeenkomstige of iets lagere Cd-gehalten gemeten (Davis & Coher 1979, Munshower & Neuman 1979, Martin & Coughtrey 1982). Bij hogere bodemgehalten van $1-10 \text{ mg.kg}^{-1}$ is het gehalte in planten lager dan in de bodem. Er is echter géén duidelijke relatie tussen Cd-gehalten in bodem en plant. Mogelijk komt dit door de grote verschillen in opname tussen plantensoorten (Martin & Coughtrey 1982). Vooral rijst en tarwe kunnen Cd sterk accumuleren (Friberg et al. 1974). Na herhaalde toedieningen van zuiverings-slib bleek het Cd-gehalte in zaden van granen met een factor 3 te zijn toegenomen (Viitisalo 1979).

Een relatief sterke accumulatie van Cd werd waargenomen in landbouwgewassen gekweekt op baggerspecie (Van Driel et al. 1977). Enkele maximale gehalten zijn samengevat in tabel 13.

Bij de landbouwgewassen werden overwegend hogere gehalten gemeten in de bovengrondse delen (ca. $1-5 \text{ mg.kg}^{-1}$) dan in de knollen, bollen en wortels (meestal minder dan 1 mg.kg^{-1}). In planten is kennelijk ook een goed transport van Cd mogelijk.

Op grond van bovenstaande informatie zal voor de vegetatie van bagger-

speciedepots worden uitgegaan van een gemiddeld Cd-gehalte van 1 mg.kg^{-1} in de gehele planten.

Tabel 13. Maximale Cd-gehalten in planten gekweekt op havenslib, en bijbehorende bodemgehalten.

Plantensoort	Gehalten (mg.kg^{-1})		Referentie
	Plant	Bodem	
gras*	0,9	-	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
bietenblad*	3,6	8,5	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
gras**	0,59	16,3	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
radijsblad**	10,14	16,3	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
populier*	18,6	10,0	Peeters <u>et al.</u> (1983)

* veldproeven, ** potproeven

3.4.4 Strooisellaag

In strooisellagen van de Broekpolder zijn Cd-gehalten gemeten van $7,09 \text{ mg.kg}^{-1}$ (diverse loofhoutsoorten) en $5,71 \text{ mg.kg}^{-1}$ (hoofdzakelijk zomer-eik) (Peeters et al. 1983). Derhalve wordt rekening gehouden met een gemiddeld Cd-gehalte van 6 mg.kg^{-1} in strooiselmateriaal van baggerspeciedepots.

3.4.5 Micro-organismen en paddestoelen

Enkele gegevens over de remming van Cd-verbindingen op de bodemademhaling en het nitrificatieproces zijn samengevat in onderstaande tabel (Doelman & Haanstra 1983).

Tabel 14. Invloed van Cd op bodemademhaling en nitrificatie.

Gehalte (mg.kg^{-1})	Cd- zout	Grondsoort	% Remming	
			Ademhaling	Nitrificatie
29	$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$	zandig leem	42	-
100	CdSO_4	lemig zand	11	-
200	CdSO_4	-	-	74-90
200	CdSO_4	leem	-	0

- = geen gegevens

Deze remmingspercentages hebben betrekking op meetperioden van 14 tot 84 dagen. Bij bodemgehalten van ca. 1125 mg.kg^{-1} in zware zavelgrond, kon na 90 weken nog 35% remming van de bodemademhaling worden waargenomen (Doelman & Haanstra 1983).

Voor baggerspeciedepots kan, lokaal, een zekere remming van de bodemademhaling niet worden uitgesloten.

Paddestoelen kunnen Cd sterk accumuleren en ook concentreren. Tussen paddestoelsoorten bestaan grote verschillen in de mate van accumulatie. In een 14-tal Agaricus-soorten, waartoe onder andere de eetbare champignon behoort, werden natuurlijke gehalten gemeten van $0,09$ tot 75 mg.kg^{-1} . Voor de soort A. edulis werden bioconcentratiefactoren vastgesteld van 13 tot 47 bij een bodemgehalte van $0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Stijve & Besson 1976). Enkele meetgegevens over Cd-gehalten in paddestoelen van schone en verontreinigde Nederlandse terreinen zijn samengevat in onderstaande tabel (RIN 1983).

Tabel 15. Cd-gehalten in enkele paddestoelsoorten en bijbehorende bodemgehalten.

<u>Paddestoelsoort</u>	<u>Gehalten (mg.kg^{-1})</u>	
	<u>Paddestoel</u>	<u>Bodem</u>
A. muscaria	34,2	5,35
P. involutus	3,5	5,35
A. muscaria	39,6	3,47
A. muscaria	18,7	0,04
H. aurantiaca	2,4	<0,2
S. rugosaanulata	1,5	0,21-0,41

Op grond van bovenstaande gegevens kunnen gemiddelde gehalten van $30-40 \text{ mg.kg}^{-1}$ in paddestoelsoorten van baggerspeciedepots niet worden uitgesloten.

3.4.6 Ongewervelde dieren

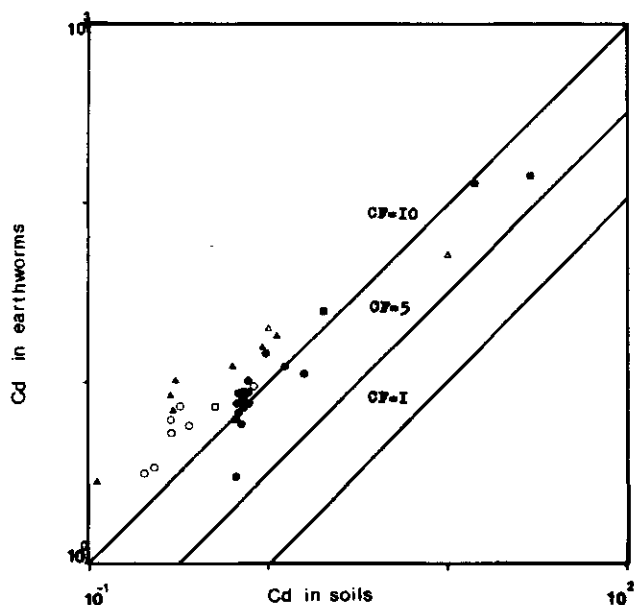
3.4.6.1 Inleiding

Relatief veel gegevens zijn beschikbaar over de accumulatie en bioconcentratie van Cd in ongewervelde dieren (zie o.a. Martin & Coughtrey 1982, Ma 1983 en Ernst & Joosse-van Damme 1983). Cd wordt sterk geconcentreerd

in bodemfauna-organismen. Voor deze studie zijn gegevens verzameld over regenwormen, pissebedden en slakken. Relatief weinig is bekend over de toxiciteit van Cd bij deze diergroepen.

3.4.6.2 Regenwormen

Veel gegevens zijn beschikbaar over de bioaccumulatie en bioconcentratie van Cd in regenwormen (zie o.a. Ma 1982, Martin & Coughtrey 1982, Ma et al. 1983 en Ma 1983). Uit gegevens van Martin & Coughtrey (1982) en Ma (1983) blijkt dat het Cd-gehalte in regenwormen altijd hoger is dan het gehalte in de bodem. Concentratiefactoren van meer dan 500 zijn vastgesteld. Uit de gegevens van Ma (1983) kan een gemiddelde concentratiefactor van 33 berekend worden voor regenwormen, gemonsterd in de nabijheid van een voormalige zinksmelterij. Het bodemgehalte varieerde bij deze monsters van 3 tot 6 mg.kg^{-1} . Hogere bodemgehalten (10,1-15,3 mg.kg^{-1}), overeenkomstig met baggerspeciedepots, werden gemeten in graslanden behandeld met zuiveringsslib. De concentratiefactor voor regenwormen was hierbij ca. 5. De relatie tussen het Cd-gehalte in bodem en wormen, op basis van een aantal verzamelde literatuurgegevens, is weergegeven in figuur 5 (Martin & Coughtrey 1982).



Figuur 5. Relatie tussen Cd-gehalten (mg.kg^{-1}) in bodem en regenwormen. De verschillende tekens in de figuur hebben betrekking op verschillende auteurs, (naar Martin & Coughtrey 1982).

In de figuur is te zien dat de bioconcentratiefactor voor deze meetgegevens ruim 10 is.

Indien op grond van bovenstaande gegevens uitgegaan wordt van een gemiddelde concentratiefactor van 10 betekent dit voor regenwormen van baggerspeciedepots een gemiddeld Cd-gehalte van 147 mg.kg^{-1} .

Ten aanzien van de toxiciteit van Cd in regenwormen is de situatie enigszins vergelijkbaar met Pb. De LD_{50} -waarde van Cd voor regenwormen (c.d. Lumbricus terrestris) is 500 mg.kg^{-1} , terwijl bij een bodemgehalte van meer dan 10 mg.kg^{-1} lichte toxische effecten (o.a. remming van de groei en voortplanting) op kunnen treden (Ma 1983). Voor regenwormen van baggerspeciedepots, met een gemiddeld bodemgehalte van $14,7 \text{ mg.kg}^{-1}$, kan een geringe sublethale schade derhalve niet worden uitgesloten.

3.4.6.3 Pissebedden

Een overzicht van Cd-gehalten in pissebedden en de daaruit af te leiden concentratiefactoren wordt gegeven door Martin & Coughtrey (1982). In pissebedden zijn Cd-gehalten gemeten tot 232 mg.kg^{-1} , in de nabijheid van een smelterij. Pissebedden lijken Cd iets minder sterk te concentreren dan regenwormen. Concentratiefactoren zijn vrijwel altijd groter dan 1, en gemiddelde waarden uiteenlopend van 1,32 tot 48,9 zijn vastgesteld. Op basis van een uitgebreide monsternamen (ruim 100 monsters afkomstig van ruim 70 lokaties) werden voor de pissebedsoorten Porcellio scaber en Oniscus asellus gemiddelde concentratiefactoren berekend van respectievelijk 5,96 en 12,17. Kennelijk wordt Cd niet door alle pissebedsoorten even sterk geconcentreerd (Martin & Coughtrey 1982).

Op grond van bovenstaande gegevens wordt uitgegaan van een gemiddelde bioconcentratiefactor van 9. Bioconcentratiefactoren voor pissebedden zijn berekend op basis van het gehalte in de strooisellaag. Derhalve is voor pissebedden van baggerspeciedepots een gemiddeld Cd-gehalte te verwachten van 54 mg.kg^{-1} .

De toxiciteit van Cd voor pissebedden is laag. De mortaliteit van een viertal soorten pissebedden nam niet toe na het voeden met organisch bodemmateriaal dat gemiddeld 25 mg.kg^{-1} Cd bevatte (RIN, jaarverslag 1983).

3.4.6.4 Slakken

Een aantal meetgegevens van Cd-gehalten in huisjesslakken en naaktslak-

ken zijn verzameld door Martin & Coughtrey (1982). Slakken concentreren Cd minder sterk dan regenwormen en pissebedden. Cd-gehalten tot $76,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ in huisjesslakken en tot 139 mg.kg^{-1} in naaktslakken zijn waargenomen. De bioconcentratie tussen beide typen slakken is ongeveer gelijk; de gemiddelde concentratiefactoren zijn 3,3 voor huisjesslakken en 4,5 voor naaktslakken. Uitgaande van een gemiddeld gehalte van 6 mg.kg^{-1} in de strooisellagen kan voor slakken van baggerspeciedepots een Cd-gehalte van ongeveer $20\text{--}30 \text{ mg.kg}^{-1}$ worden geschat.

3.4.7 Gewervelde dieren

3.4.7.1 Inleiding

Enkele aspecten van het gedrag van Cd in gewervelde dieren worden besproken door Hammond & Beliles (1980). De absorptie van Cd-zouten uit de darm is relatief gering en varieert van 0,5–12% voor verschillende diersoorten. De absorptie wordt sterk beïnvloed door de samenstelling van het voedsel. Bij een laag gehalte aan calcium, Fe en eiwitten, neemt de absorptie toe.

Cd accumuleert sterk in dieren, en de hoogste gehalten worden daarbij aangetroffen in de lever en nieren (ca. 50% van de totale inname). Cd induceert de vorming van methallothioneïnen (hoog-moleculaire eiwitten) die een belangrijke rol spelen in de opname en het transport van Cd in de lichaamsweefsels.

Bij de meeste dieren varieert de acute orale lethale dosis (LD_{50}) van ca. 100 mg.kg^{-1} voor oplosbare zouten, tot enkele duizenden mg.kg^{-1} voor metallisch Cd-poeder of onoplosbare zouten. De hoge toxiciteit van Cd kwam met name tot uitdrukking in de Itai-itai-ziekte in Japan waarbij zeer ernstige ziektebeelden bij mensen en huisdieren in verband gebracht konden worden met een chronische blootstelling aan ca. 4 mg.kg^{-1} Cd in rijst. De nier is het kritische orgaan in geval van Cd-vergiftiging (Hammond & Beliles 1980). Bij muizen zijn mutagene en teratogene effecten waargenomen (Ferm & Layton 1980).

Cd wordt langzaam uitgescheiden via de faeces en de urine. Na opslag in de lever en de nieren duurt het respectievelijk 5–10 jaar en ca. 30 jaar voordat de helft van de opgeslagen hoeveelheid weer vrijgemaakt en verder uitgescheiden kan worden (Piscator 1979, Hammond & Beliles 1980).

Gegevens zijn verzameld over konijnen, muizen en vogels.

3.4.7.2 Konijnen en hazen

Cd accumuleert in de lever en vooral de nieren van konijnen (zie o.a. Munshower & Neuman 1979). Uit het al eerder genoemde onderzoek van het Centraal Diergeneeskundig Instituut naar de Pb- en Cd-belasting van hazen en konijnen in de Broekpolder (zie 3.2.7.3) is gebleken dat Cd, in sterk verhoogde mate in deze dieren voorkomt. Evenals voor Pb werden in de winter de hoogste Cd-gehalten gemeten. Deze lichaamsgehalten waren voor 10 monsters gemiddeld $5,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ in de lever, $62,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ in de nieren en $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ in het spiervlees (Van Lieshout 1981).

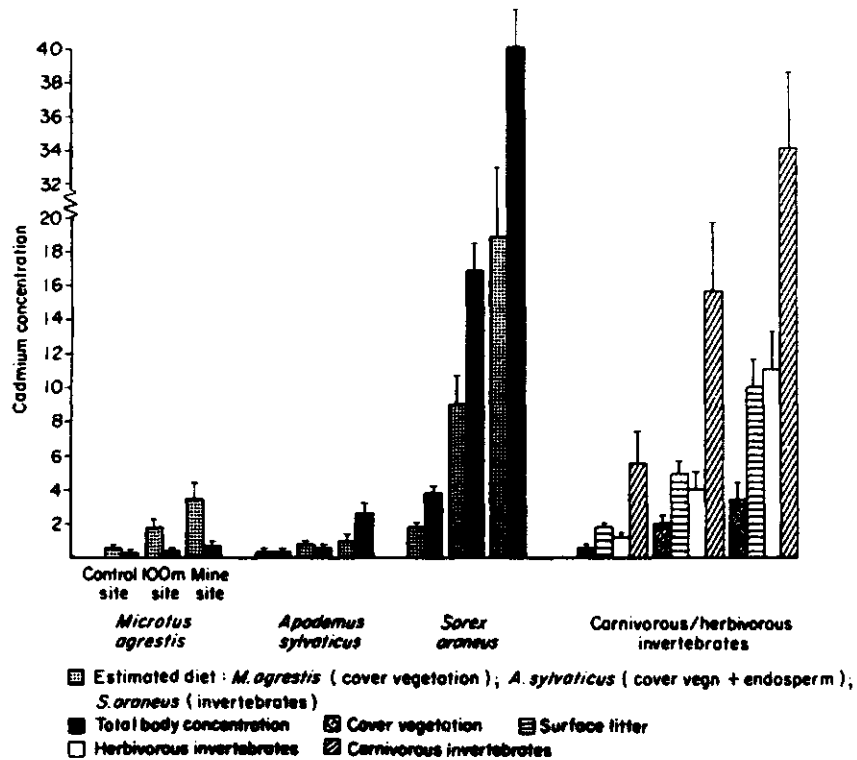
Bij konijnen zijn sublethale effecten vastgesteld na subchronische blootstelling aan $148 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ CdCl}_2$ ($91 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ Cd}$) in het voedsel (Nomiyama 1980) en $300 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ Cd}$ in het drinkwater (Koller 1980). De waargenomen effecten betroffen de aanwezigheid van eiwitten en suikers in de urine en een verminderde immuunrespons tegen virusinfecties.

Uit de beschikbare gegevens blijkt niet duidelijk of de gebruikte doses betrekking hebben op de minimale toxische dosis. Gezien het geschatte gehalte van 1 mg.kg^{-1} in het voedsel van konijnen, lijkt de kans op het optreden van toxische effecten op korte termijn gering te zijn. In verband met de zeer sterke bioconcentratie van Cd in de lichaamsweefsels moet rekening worden gehouden met een toenemende risicoverhoging op de langere termijn.

3.4.7.3 Muizen

Accumulatie van Cd in muizen van verontreinigde terreinen is in verschillende onderzoeken aangetoond (zie o.a. Jefferies & French 1972, Curnow et al. 1977, Johnson et al. 1978, Roberts & Johnson 1978, Hunter & Johnson 1982 en Andrews et al. 1984). Net als bij konijnen wordt Cd bij muizen vooral geconcentreerd in de lever en de nieren. Insektivore muizen vertonen overwegend hogere Cd-gehalten dan herbivore muizen (zie figuur 6, Roberts & Johnson 1978).

Vrij veel gegevens zijn beschikbaar over de toxiciteit van Cd in muizen (zie o.a. IARC 1976, Müller et al. 1979, Fleming Finlay et al. 1979, Koller & Roan 1980, Nomiyama 1980, Kimura 1980). Eén van de laagste toxische doses wordt vermeld door Fleming Finlay et al. (1979). Twee opeenvolgende generaties muizen, van de in het wild voorkomende soorten Peromyscus maniculatus en Peromyscus polionotus werden chronisch bloot-



Figuur 6. Relatie tussen Cd-gehalten (mg.kg⁻¹) in herbivore en carnivore (insektivore) dieren en hun geschatte voedsel.

gesteld aan 1 mg.kg⁻¹ Cd in het drinkwater. Het belangrijkste toxische effect betrof een afname van de reproductie.

Toxische gehalten in drinkwater kunnen niet zonder meer vergeleken worden met gehalten in het voedsel. Niettemin moet rekening worden gehouden met een verhoogd risico voor herbivore muizen die mogelijk blootgesteld worden aan 1 mg.kg⁻¹ Cd in het voedsel. Gezien de veel hogere gehalten die te verwachten zijn in het voedsel van insektivore muizen (tot ca. 150 mg.kg⁻¹ in regenwormen) lopen deze dieren een aanmerkelijk hoger risico. Een zekere remming van de voortplanting van insektivore muizen van baggerspeciedepots is derhalve zeer waarschijnlijk.

3.4.7.4 Vogels

Verhoogde Cd-gehalten zijn gemeten in de nieren, lever, veren en eieren van verschillende vogelsoorten (Munshower & Neuman 1979, Hutton 1982, Fiuczynski 1983). De accumulatie van Cd in drie vogelsoorten bleek sterk

gecorrleerd met het consumptiepatroon. Zaadetende vogels vertoonden de minste accumulatie (Munshower & Neuman 1979).

Gegevens over de toxiciteit van Cd in vogels zijn niet beschikbaar.

3.4.8 Samenvatting

Voor vegetatie, strooiselmateriaal en paddestoelen zijn gemiddelde Cd-gehalten geschat van respectievelijk 1, 6 en 30-40 mg.kg⁻¹. Een zekere remming van de bodemademhaling door micro-organismen is niet uitgesloten. Voor de bodemfauna zijn gemiddelde Cd-gehalten geschat van 147 mg.kg⁻¹ in regenwormen, 54 mg.kg⁻¹ in pissebedden en 20-30 mg.kg⁻¹ in slakken. Bij regenwormen zullen mogelijk lichte toxische effecten op kunnen treden. Sterk verhoogde Cd-gehalten zijn gemeten in de lever en nieren van konijnen en hazen van de Broekpolder. De kans op het optreden van toxische effecten bij konijnen lijkt vrij klein. De te verwachten Cd-opname door herbivore muizen is ongeveer gelijk aan de toxische dosis. Voor in-sektivore muizen is de opname naar verwachting veel hoger, en een zekere remming van de voortplanting is derhalve waarschijnlijk.

3.5 Arseen (As)

3.5.1 Inleiding

Belangrijke bronnen van arseen (As)-verontreiniging zijn het gebruik van As-pesticiden (o.a. natriumarseniet), de verbranding van fossiele brandstof en het gebruik van zuivering-, haven- en rivierslib (CCRX 1982). As is in het milieu aanwezig in de vorm van vele verschillende anorganische en organische As-verbindingen, waarin As als As⁵⁺ (arsenaat) of als As³⁺ (arseniet) kan voorkomen. De chemische vorm van de As-verbindingen heeft belangrijke consequenties voor het gedrag in het milieu (o.a. mobiliteit) en de organismen (o.a. toxiciteit). Zo zijn de As³⁺-zouten veel toxischer dan de As⁵⁺-zouten (zie o.a. NAS 1977a, IARC 1980, Hammond & Beliles 1980, EHC 1981 en CCRX 1982).

Vrij weinig onderzoek is verricht naar de milieubiologische effecten van As-verbindingen. Zeer weinig is met name bekend over het gedrag in ongewervelde dieren.

Resultaten van lopend onderzoek naar de speciatie van As op bagger-

speciedepots konden nog niet verwerkt worden in dit rapport.

3.5.2 Bodem

In tabel 16 zijn de As-gehalten samengevat die zijn gemeten in havenslib, bodemmateriaal van enkele baggerspeciedepots, en een aantal relatief schone Nederlandse zavelgronden.

Tabel 16. As-gehalten in havenslib en bodemmateriaal.

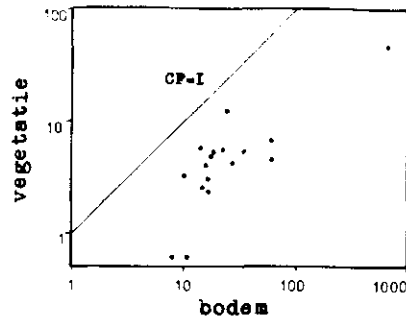
	<u>Gehalten (mg.kg⁻¹)</u>	<u>Referentie</u>
havenslib (klasse 3)	gem. 33,7 (1,0-190)	Monstercampagne (1981)
baggerspeciedepots	21-108	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
Nederlandse zavelgrond (0-10 cm)	5,1-18	Edelman (1983)

Voor de bodem van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld As-gehalte van 34 mg.kg⁻¹ (havenslib, klasse 3). Ten opzichte van andere zavelgronden in Nederland is dit bodemgehalte ca. 2-7 maal zo hoog. In de literatuur worden verschillende waarden vermeld voor het achtergrondgehalte van As in de bodem. Deze gehalten zijn echter alle minder dan 10 mg.kg⁻¹ (zie o.a. Peterson et al. 1979, Martin & Coughtrey 1982, Ernst & Joosse-van Damme 1983 en Weaver et al. 1984). Zeer hoge gehalten tot 2500 mg.kg⁻¹ zijn gemeten in boomgaarden na het gebruik van As-insekticiden (Weaver et al. 1984).

De mobiliteit van As in de bodem hangt af van de chemische vorm: As⁵⁺ is minder mobiel dan As³⁺ en organische As-verbindingen. Door oxidatie-reacties neemt de mobiliteit van As toe in aanwezigheid van zuurstof en, in tegenstelling tot de meeste toxische metalen, een toenemende pH (Gambrell et al. 1978). Voor baggerspeciedepots zal de mobiliteit, en daarmee de biologische beschikbaarheid (?), derhalve kunnen afnemen bij licht zure en zuurstofloze of zuurstofarme omstandigheden.

3.5.3 Planten

As wordt vrij goed opgenomen door planten (Ernst & Joosse-van Damme 1983). De relatie tussen het As-gehalte in planten en de bodem is weergegeven in figuur 7 (Martin & Coughtrey 1982).



Figuur 7. Relatie tussen As-gehalten (mg.kg^{-1}) in vegetatie en bodem.

Afgaande op de figuur blijkt het gehalte in de vegetatie lager dan in de bodem. Dit komt in zoverre overeen met onderzoeksresultaten van Weaver et al. (1984) dat bij experimenten met de grassoort Cynodon dactylon (verschillend bodemmateriaal en verschillende As-gehalten) het As-gehalte in de bladeren meestal lager was dan het bodemgehalte maar in de wortels meestal hoger. Bij bodemgehalten van 45 mg.kg^{-1} werden in de wortels zelfs zeer hoge gehalten gemeten tot 430 mg.kg^{-1} (zandbodem), 440 mg.kg^{-1} (leem) en 55 mg.kg^{-1} (klei).

In tabel 17 zijn de maximale As-gehalten samengevat van grassen, landbouwgewassen en boomsoorten gekweekt op baggerspecie (Van Driel et al. 1977).

Tabel 17. Maximale As-gehalten in plantensoorten gekweekt op baggerspecie, en bijbehorende bodemgehalten.

Plantensoort	Gehalten (mg.kg^{-1})		Referentie
	Plant	Bodem	
gras*	1,04	-	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
suikerbiet*	1,34	71	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
gras**	0,77	47	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
stamslaboon (blad)**	2,29	69	Van Driel <u>et al.</u> (1977)
es*	0,65	60	Peeters <u>et al.</u> (1983)

* veldproeven, ** potproeven.

Van de landbouwgewassen waren de meeste gehalten lager dan 1 mg.kg^{-1} , terwijl slechts enkele monsters gehalten van $1-2 \text{ mg.kg}^{-1}$ bleken te bevatten. Deze gehalten zijn vrij laag vergeleken met de gegevens van Weaver et al. (1984) en de gegevens in figuur 7, waaruit een te verwachten gemiddeld gehalte van ca. 5 mg.kg^{-1} afgeleid zou kunnen worden. Ook onder niet-verontreinigde omstandigheden zijn As-gehalten gemeten tot 2 mg.kg^{-1} (Weaver et al. 1984). Wellicht is de biologische beschikbaarheid van As op baggerspeciedepots relatief gering. Niettemin zijn deze gehalten ten opzichte van referentiegewassen als verhoogd te beschouwen (Van Driel et al. 1977). Zo wordt voor grassen een normaal As-gehalte van $0,075 \text{ mg.kg}^{-1}$ vermeld (Ernst & Joosse-van Damme 1983).

Op grond van bovenstaande gegevens wordt voor de vegetatie van baggerspeciedepots uitgegaan van een gemiddeld As-gehalte van 2 mg.kg^{-1} in de gehele planten.

3.5.4 Strooisellaag

In strooiselmateriaal van de Broekpolder zijn As-gehalten gemeten van $11,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ (diverse loofboomsoorten) en $7,13 \text{ mg.kg}^{-1}$ (hoofdzakelijk zomereik) (Peeters et al. 1983). Voor baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld As-gehalte van 10 mg.kg^{-1} . Dit gehalte is aanmerkelijk hoger dan het geschatte gehalte in de levende vegetatie, maar lager dan het gemiddelde gehalte in de bodem.

3.5.5 Micro-organismen en paddestoelen

In vochtige bodems kunnen micro-organismen arsenaat (As^{5+}) omzetten in di- en trimethylverbindingen. Een remmende werking van As-verbindingen op de microbiële activiteit is waargenomen bij bodemgehalten van $7,5$ tot 750 mg.kg^{-1} (Ernst & Joosse-van Damme 1983). Derhalve kan op baggerspeciedepots een zekere remming niet worden uitgesloten.

In paddestoelen zijn evenals in planten hoge As-gehalten waargenomen. In zwaar verontreinigde terreinen (smelterijen, mijnen) werd een gemiddeld gehalte van 1720 mg.kg^{-1} gemeten bij bodemgehalten van $20.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Peterson et al. 1979).

3.5.6 Ongewervelde dieren

Onderzoeksgegevens over de opname en toxiciteit van As in ongewervelde dieren zijn uiterst beperkt. Ernst & Joosse-van Damme (1983) stellen dat er nog maar zeer weinig bekend is over de fysiologie van As in insecten. De toxiciteit van de vele As-pesticiden is echter hoog (Matsumura 1975). Martin & Coughtrey (1982) vermelden één onderzoek waarin gehalten zijn gemeten tot 19 mg.kg^{-1} As in regenwormen van bosbodems. Bodemgehalten worden niet vermeld maar concentratiefactoren varieerden van 1 tot 10. Dit betekent dat voor regenwormen van baggerspeciedepots, As-gehalten van meer dan 30 mg.kg^{-1} niet onwaarschijnlijk zijn.

3.5.7 Gewervelde dieren

3.5.7.1 Inleiding

Zoals reeds in 3.5.1 is vermeld, komt As in veel verschillende chemische vormen voor die zich verschillend kunnen gedragen in dieren. De toxiciteit van As^{3+} is veel hoger dan van As^{5+} . Door natuurlijke oxidatie wordt As^{3+} omgezet in As^{5+} , hoewel in de nieren het omgekeerde proces kan plaatsvinden. As^{5+} accumuleert nauwelijks in dieren en wordt snel uitgescheiden. As^{3+} daarentegen wordt gebonden aan lichaamseiwitten en concentreert in witte bloedlichaampjes. As^{3+} accumuleert in de lever, spieren, haren, nagels en huid (Hammond & Beliles 1980).

Bij zoogdieren kunnen As^{3+} en As^{5+} via de placenta opgenomen worden door het embryo. Teratogeniteit en embryoletaliteit is waargenomen bij verschillende zoogdiersoorten. Bij mensen is de carcinogeniteit van As aangetoond (IARC 1980).

Gegevens zijn verzameld over konijnen en muizen.

3.5.7.2 Konijnen en hazen

Het As-gehalte in de vegetatie van baggerspeciedepots is geschat op gemiddeld 2 mg.kg^{-1} , overeenkomend met de bovengrens van het normale achtergrondgehalte in planten. Het is derhalve niet nodig om een risico-analyse te maken voor strikt herbivore dieren als konijnen. As-gehalten in konijnen en hazen van de Broekpolder waren niet hoger dan 1 mg.kg^{-1} (Van Lieshout 1981), hetgeen niet als sterk verhoogd beschouwd kan worden. In muizen worden van nature hogere gehalten gevonden (Ernst &

Joosse-van Damme 1983). Niettemin dient vermeld te worden dat enkele onderzoeken naar de toxiciteit van As-pesticiden in konijnen (IARC 1980) en hazen (Judd 1979) er op lijken te wijzen dat deze verbindingen bij gehalten van 2 mg.kg^{-1} in plantaardig voedsel mogelijk wél tot licht toxische effecten aanleiding kunnen geven. Een zeker, zij het wellicht zeer gering, risico kan derhalve niet worden uitgesloten.

3.5.7.3 Muizen

Enkele gegevens over de toxiciteit van As-verbindingen in muizen zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 18. Toxiciteit van As in muizen, na orale opname.

<u>Dosis</u>	<u>Blootstel-</u> <u>lingsduur</u>	<u>Effect</u>	<u>Referentie</u>
ca. 100 mg.kg^{-1} arsenaat	acuut	LD_{50}	IARC (1980)
ca. 10 mg.kg^{-1} arseniet	acuut	LD_{50}	IARC (1980)
$39,4 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ As}_2\text{O}_3$	acuut	LD_{50}	IARC (1980)
$9 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ As}$	acuut	LD_{50}	Jørgensen (1979)
$10-40 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ Na}_3\text{AsO}_4$	éénmalige toediening tijdens de dracht	toename embryore- sorptie	IARC (1980)
$300 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ MSMA}^*$	acuut	LD_{50}	Judd (1979)

* As-herbicide.

Uit deze gegevens blijkt de grote variatie in toxiciteit die er bestaat tussen verschillende As-verbindingen. Verder lijken deze gegevens te wijzen op een sterk verhoogd risico voor herbivore en met name voor in-sektivore muizen, waarvoor As-gehalten in het voedsel zijn geschat op respectievelijk 2 mg.kg^{-1} en meer dan 30 mg.kg^{-1} (in regenwormen). Voor herbivore muizen is deze, voorzichtige, conclusie aanvechtbaar gezien het feit dat het gehalte in de vegetatie nauwelijks verhoogd is ten opzichte van normaal gevonden waarden. Voor in-sektivore muizen dient er op gewezen te worden dat het geschatte gehalte in regenwormen gebaseerd is op summiere gegevens.

3.5.8 Samenvatting

De beschikbare gegevens over As zijn beperkt en moeilijk te evalueren. Het gehalte in de vegetatie, strooisellaag en regenwormen is geschat op

respectievelijk 2 mg.kg^{-1} , 10 mg.kg^{-1} en mogelijk meer dan 30 mg.kg^{-1} . Voor konijnen en hazen zijn vermoedelijk géén nadelige effecten te verwachten. Muizen, met name de insektivore dieren zouden een verhoogd risico kunnen lopen.

3.6 Chroom (Cr), Nikkel (Ni), Koper (Cu), Zink (Zn) en IJzer (Fe)

3.6.1 Inleiding

De in het Rotterdamse havenslib aanwezige zware metalen chroom (Cr), nikkel (Ni), koper (Cu), zink (Zn) en ijzer (Fe) zijn essentiële elementen in levende organismen. Deze metalen, met name Cu, Zn en Fe, worden als minder toxisch beschouwd dan de eerder besproken zware metalen Pb, Hg, Cd en As.

Het risico van zware metalen op baggerspeciedepots wordt echter, behalve door eigenschappen van de stof zelf, ook bepaald door het gehalte waarin het voorkomt in de bodem en de mate waarin het getransporteerd wordt door voedselketens. Het is daarom niettemin nuttig om enkele milieubiologische aspecten van deze metalen nader te bespreken. Zo is bijvoorbeeld de toxiciteit van Cu zeer hoog voor schapen. Toxische effecten kunnen optreden bij gehalten van $25\text{--}30 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cu in het voedsel (Bremner 1979); gehalten die ook op baggerspeciedepots zijn gevonden.

Metaalgehalten zijn geschat voor de vegetatie, strooiselmateriaal, regenwormen en pissebedden. Eventuele risico's voor gewervelde dieren zijn globaal aangegeven.

3.6.2 Bodem

In tabel 19 zijn de gehalten samengevat zoals aangetroffen in het Rotterdamse havenslib en in een aantal relatief schone Nederlandse zavelbodems.

Uit de gegevens blijkt dat de gemiddelde bodemgehalten tot ca. 40 maal (voor Zn) verhoogd zijn ten opzichte van vergelijkbare Nederlandse bodems.

De mobiliteit in baggerspecie wordt vooral bepaald door de pH en de aanwezigheid van zuurstof. Door de vorming van oplosbare oxiden, onder invloed van zuurstof, kan de mobiliteit toenemen. Dit proces wordt ver-

traagd bij een neutrale pH (Gambrell et al. 1978).

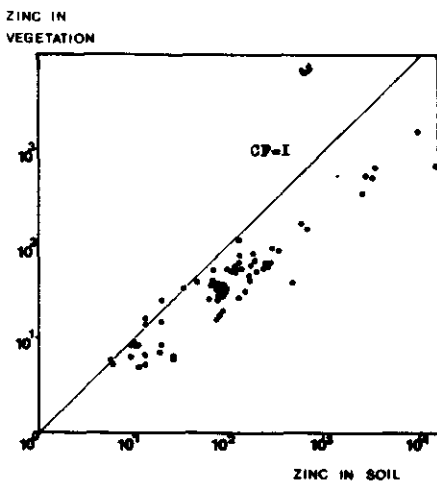
Tabel 19. Gehalten (mg.kg^{-1}) van enkele zware metalen in havenslib (klasse 3) en Nederlandse zavelgronden.

Metaal	Havenslib*	Zavelgrond (0-10 cm)**
Cr	241(9,5- 1648)	33- 75
Ni	46(6,3- 105)	4,4- 18
Cu	151(2,5- 825)	4,4- 41
Zn	1051(29- 3360)	(28)- 189
Fe	27348(880-93600)	8170-23.100 bepaling 1 6300-18.400 bepaling 2

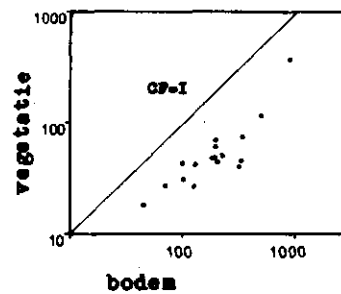
* Monstercampagne (1981), ** Edelman (1983).

3.6.3 Planten

Literatuuroverzichten over zware metalen in relatie tot planten worden gegeven door Lepp (1981) en Martin & Coughtrey (1982). Met betrekking tot de opname door planten van de vijf betreffende metalen ontstaat hieruit het volgende beeld. De metalen worden over het algemeen niet geconcentreerd in planten. Zn wordt het sterkst opgenomen, en bij bodemgehalten van $10\text{-}100 \text{ mg.kg}^{-1}$ kan de concentratiefactor zelfs iets groter dan 1 zijn (zie figuur 8a). Cu (zie figuur 8b) en Cr worden minder goed opgenomen dan Zn. Van beide metalen is de concentratiefactor kleiner dan 1.



8a Zink



8b Koper

Figuur 8a,b. Relatie tussen metaalgehalten (mg.kg^{-1}) in bodem en planten.

Voor Cr waren echter vrij weinig gegevens beschikbaar (zie o.a. James & Bartlett 1984). Ni en Fe vertonen, met concentratiefactoren van respectievelijk kleiner of gelijk 0,1 en kleiner of gelijk 0,001, de laagste metaalgehalten in planten.

Gegevens over metaalgehalten van planten gekweekt op Rotterdams havenslib, zijn samengevat in onderstaande tabel. Tevens is hierin de bovengrens van de concentratiefactor vermeld, berekend ten opzichte van de gemiddelde gehalten in het havenslib (zie tabel 19).

Tabel 20. Metaalgehalten (mg.kg^{-1}) in planten(delen) gekweekt op havenslib, en concentratiefactoren.

	Cr	Ni	Cu	Zn	Fe	
landb.gewassen	0,00-3,46	0,01-2,75	1,7-23,6	14-530	25-649	(1)
gras	0,1-1,06	0,6- 2,8	10-25,3	110-219	74-173	(1)
boombladeren	5,3	2,1	24,1	254	569	(2)
concentratiefactor	<0,02	<0,04	<0,17	<0,5	≤0,02	

(1) Van Driel et al. (1977), (2) Peeters et al. (1983).

Deze gegevens komen redelijk overeen met de eerder geschetste trends. De concentratiefactoren zijn kleiner dan 1. De Cr-gehalten zijn lager en de Fe-gehalten zijn iets hoger dan te verwachten was. Over het algemeen is de opname echter laag hetgeen kan wijzen op een beperkte biologische beschikbaarheid.

Op grond van bovenstaande gegevens worden de metaalgehalten in de vegetatie van baggerspeciedepots geschat als vermeld in onderstaande tabel.

Tabel 21. Geschatte metaalgehalten in de vegetatie van baggerspeciedepots.

Metaal	Cr	Ni	Cu	Zn	Fe
gehalte (mg.kg^{-1})	3	2	20	300	500

3.6.4 Strooisellaag

In tabel 22 zijn de gehalten samengevat die zijn aangetroffen in strooisellagen van de Broekpolder (Peeters et al. 1983).

Tabel 22. Gehalten (mg.kg^{-1}) aan zware metalen in strooiselmateriaal van de Broekpolder.

	<u>Cr</u>	<u>Ni</u>	<u>Cu</u>	<u>Zn</u>	<u>Fe</u>
diverse loofhoutsoorten	134	28,9	118	779	1859
hoofdzakelijk zomereik	72	18,5	79	530	10700
geschat gemiddelde, ca.	110	25	100	660	6000

Deze gehalten zijn sterk verhoogd ten opzichte van het levende plantaardige materiaal (zie tabel 20), maar lager dan de gemiddelde gehalten in de bodem (zie tabel 19).

3.6.5 Micro-organismen

Een overzicht van de remmende werking van zware metalen op mineralisatieprocessen in de bodem wordt gegeven door Doelman & Haanstra (1983). In tabel 23 zijn enkele remmingspercentages van de bodemademhaling samengevat.

Tabel 23. Remming van de bodemademhaling door zware metalen.

<u>Metaal</u>	<u>Gehalte</u> <u>mg.kg^{-1}</u>	<u>Zout</u>	<u>Grondsoort</u>	<u>% Remming</u>	<u>Tijd (dagen)</u>
Cr	520	-	zware zavel	13	90
Ni	587	-	zware klei	0	80
Ni	100	NiSO_4	lemig zand	28	56
Cu	635	-	zware zavel	13	90
Cu	100	CuSO_4	lemig zand	25	56
Zn	654	-	zware klei	5	80

Uit deze gegevens blijkt dat remming van de bodemademhaling is waargenomen na relatief lange meetperioden bij gehalten die ook in havenslib zijn aangetroffen. Derhalve kan een zekere remming van de ademhaling op baggerspeciedepots, zij het wellicht lokaal, niet worden uitgesloten.

3.6.6 Ongewervelde dieren

3.6.6.1 Inleiding

Vrij veel gegevens zijn beschikbaar over het gedrag van zware metalen in ongewervelde dieren. Deze gegevens hebben vooral betrekking op regenwormen, pissebedden en slakken. Voor regenwormen en pissebedden zijn

schattingen gemaakt van de te verwachten metaalgehalten in dieren van baggerspeciedepots. Eveneens is aangegeven welke metalen mogelijk tot toxische effecten kunnen leiden. Er zijn geen aanwijzingen dat slakken belangrijk verschillen van regenwormen en pissebedden in de mate van accumulatie. Slakken zijn derhalve niet expliciet besproken.

3.6.6.2 Regenwormen

Regenwormen bevatten een aantal essentiële elementen als normaal achtergrondniveau, waaronder Fe, Zn, Cu, Cr en Ni (zie tabel 24, Ma 1983).

Tabel 24. Basisgehalten van zware metalen in volwassen exemplaren van regenwormen Lumbricus rubellus afkomstig uit een niet-verontreinigde zavelgrond.

metaal	<u>Cr</u>	<u>Ni</u>	<u>Cu</u>	<u>Zn</u>	<u>Fe</u>
gehalte (mg.kg ⁻¹)	3	3	12	639	950

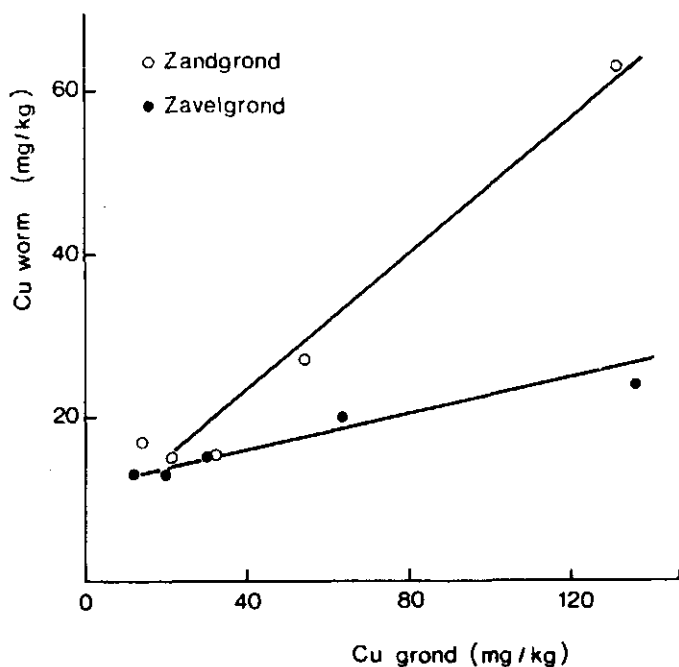
De biologische beschikbaarheid van Cr voor regenwormen is beperkt. Vastgestelde concentratiefactoren waren kleiner dan 1 (Martin & Coughtry 1982). Gegevens van Ma (1983) stemmen hiermee overeen. Het Cr-gehalte in regenwormen (2,0-16,8 mg.kg⁻¹) vertoonde géén significante toename bij bodemgehalten van 7,2 tot 399 mg.kg⁻¹. Voor regenwormen van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddelde Cr-gehalte van 15 mg.kg⁻¹.

Voor Ni was de concentratiefactor ongeveer 0,1 bij regenwormen die 12 weken in Ni-houdende zavelgrond verbleven (Ma 1983), waardoor voor regenwormen van baggerspeciedepots het gemiddelde Ni-gehalte geschat kan worden op ca. 5 mg.kg⁻¹. Ni is toxisch voor regenwormen. De LD₅₀-waarde is 1000 mg.kg⁻¹, terwijl bij bodemgehalten van meer dan 50 mg.kg⁻¹ lichte toxische effecten op kunnen treden (Ma 1984). Plaatselijke sublethale gevolgen kunnen voor regenwormen van baggerspeciedepots derhalve niet worden uitgesloten.

De accumulatie en toxiciteit van Cu in regenwormen is uitvoerig onderzocht (zie o.a. Martin & Coughtry 1982, Ma 1982, 1983, 1984 en Ma et al. 1983).

Aan de hand van gegevens van Ma (1983) (zie figuur 9) kan het Cu-gehalten in regenwormen van baggerspeciedepots geschat worden op ca. 20 mg.kg⁻¹. Het minimale toxische bodemgehalte (> 30 mg.kg⁻¹) ligt lager dan

het gemiddelde gehalte op baggerspeciedepots (Ma 1983). Een significante afname van de coconproductie (c.q. voortplanting) werd waargenomen bij bodemgehalten van 100-150 mg.kg⁻¹ (Ma 1984). Voor Cu zijn derhalve toxische effecten te verwachten bij regenwormen van baggerspeciedepots.

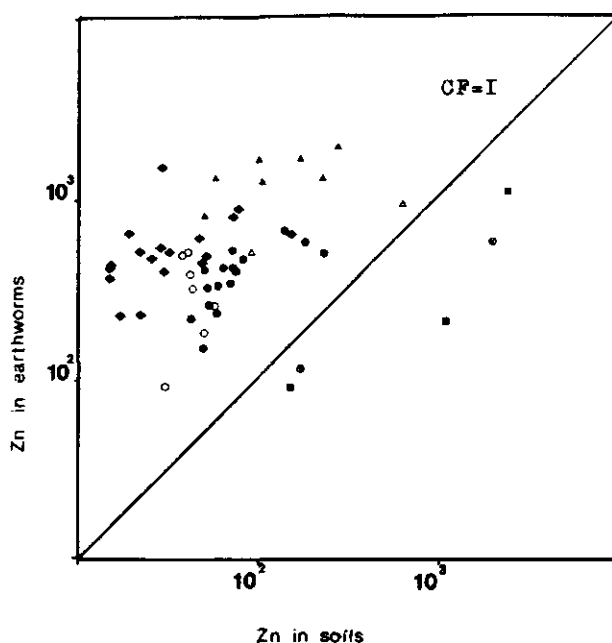


Figuur 9. Cu-gehalten in Lumbricus rubellus bij verschillende concentraties in zand- en zavelgrond na een verblijfsduur van 12 weken.

Zn wordt geconcentreerd in regenwormen. Er is blijkens figuur 10 echter géén duidelijke relatie tussen het gehalte in regenwormen en de bodem (Martin & Coughtrey 1982). Zn-gehalten in regenwormen afkomstig van terreinen behandeld met zuiveringsslib varieerden van 717 tot 3500 mg.kg⁻¹ bij bodemgehalten van 10 tot 1220 mg.kg⁻¹.

Voor regenwormen van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld Zn-gehalte van 1200 mg.kg⁻¹.

Fe wordt niet geconcentreerd in regenwormen. Uit gegevens van Martin & Coughtrey (1982) en Ma (1983) blijkt dat de concentratiefactor ongeveer 0,1 is. Net als bij de meeste metalen neemt de concentratiefactor van Fe af bij hoge bodemgehalten (Ma 1983). Voor regenwormen van baggerspeciedepots wordt uitgegaan van een gemiddeld Fe-gehalte van ca. 1700 mg.kg⁻¹.



Figuur 10. Relatie tussen Zn-gehalten (mg.kg^{-1}) in regenwormen en bodem. Verschillende tekens in de figuur hebben betrekking op verschillende auteurs, (naar Martin & Coughtrey 1982).

3.6.6.3 Pissebedden

Zware metalen lijken over het algemeen iets sterker te accumuleren in pissebedden dan in regenwormen. De in de literatuur genoemde range van concentratiefactoren ligt voor pissebedden doorgaans hoger dan voor regenwormen. Voor regenwormen worden concentratiefactoren echter berekend op het bodemgehalte terwijl voor pissebedden uitgegaan wordt van het gehalte in de strooisellaag als voedselbron. Op baggerspeciedepots zijn de bodemgehalten hoger dan de gehalte in de strooisellagen, waardoor de gehalten in regenwormen en pissebedden mogelijk niet veel zullen verschillen.

Op basis van gegevens van Martin & Coughtrey (1982) en Van Vliet & Joosse-van Damme (1983) kunnen de volgende metaalgehalten geschat worden in pissebedden van baggerspeciedepots: 40 mg.kg^{-1} Cr, 10 mg.kg^{-1} Ni, 500 mg.kg^{-1} Cu, 1000 mg.kg^{-1} Zn en 500 mg.kg^{-1} Fe. Opvallend is vooral het veel hogere Cu-gehalte in pissebedden dan in regenwormen.

Ten aanzien van de toxiciteit van deze metalen voor pissebedden dient er op gewezen te worden dat er aanwijzingen zijn gevonden voor sublethale effecten van Zn (Joosse et al. 1981) en Fe (Joosse & Van Vliet 1984), bij gehalten in voedsel die overeenkomen met gehalten in het strooiselmateriaal van baggerspeciedepots.

3.6.7 Gewervelde dieren

Gegevens over het gedrag en de toxiciteit van Cr, Ni, Cu, Zn en Fe in gewervelde dieren worden gegeven door onder andere NAS (1974), Saner (1980) Langård (1982) voor Cr; NAS (1975), Nriagu (1980a), Brown & Sanderman (1980) voor Ni; NAS (1977b), Nriagu (1979) voor Cu; NAS (1979a), Nriagu (1980b) voor Zn en NAS (1979b) voor Fe, (zie ook IARC 1980, Hammond & Beliles 1980 en Rose 1983).

Net als bij de eerder besproken zware metalen wordt het gedrag en de toxiciteit van deze metalen beïnvloed door de chemische vorm. Zo is bijvoorbeeld de toxiciteit van het zeswaardige Cr^{6+} veel hoger dan Cr^{3+} . Stabiele organische verbindingen komen van deze metalen niet of nauwelijks voor. Toxiciteitsgegevens hebben voornamelijk betrekking op anorganische zouten en oxiden. Op deze speciatie problematiek wordt hier verder niet ingegaan. Het is echter duidelijk dat de uitslagen van risico-analyses sterk afhangen van de beschouwde metaalverbinding.

De betreffende metalen worden over het algemeen als weinig toxisch beschouwd. Na bestudering van de literatuur zijn er dan ook geen duidelijke aanwijzingen gevonden dat deze verbindingen tot een verhoogd risico voor dieren (c.q. konijnen, muizen en ratten) van baggerspeciedepots aanleiding geven. Relatief lage toxische doses zijn vastgesteld voor Cr en Ni. Deze effecten betroffen groeiremming en schade aan lever en nieren bij 'proefdieren' (vermoedelijk muizen en ratten) na opname van 50 mg.kg^{-1} Cr in het voedsel (Saner 1980), en een volledige remming van de vruchtbaarheid van mannetjesratten na subchronische opname van 25 mg.kg^{-1} Ni in het voedsel (Mushak 1980). Deze gehalten zijn echter hoger dan de te verwachten gehalten in het voedsel, zodat het risico gering is.

3.6.8 Samenvatting

In tabel 25 zijn de zware metaalgehalten weergegeven zoals die geschat zijn voor de vegetatie, strooisellaag, regenwormen en pissebedden van

baggerspeciedepots.

Tabel 25. Geschatte metaalgehalten (mg.kg^{-1}) in vegetatie, strooisellaag, regenwormen en pissebedden van baggerspeciedepots.

	<u>Cr</u>	<u>Ni</u>	<u>Cu</u>	<u>Zn</u>	<u>Fe</u>
vegetatie	3	2	20	300	500
strooisel	110	25	100	660	6000
regenwormen	15	5	20	1200	1700
pissebedden	40	10	500	1000	500

Het gemiddelde Cu-gehalten in de bodem is toxisch voor regenwormen. Lichte sublethale effecten van Zn en Fe voor pissebedden kunnen niet worden uitgesloten. Een zekere remming van de microbiële bodemademhaling is niet onmogelijk. Het optreden van toxische effecten bij konijnen, muizen en ratten lijkt niet waarschijnlijk.

4 GECHLOREERDE KOOLWATERSTOFFEN (CKW's)

4.1 Inleiding

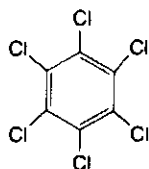
In het Rotterdamse havenslib zijn een aantal verontreinigingen aangetroffen die samengevat kunnen worden onder de naam chloorkoolwaterstoffen (CKW's). De moleculen van deze verbindingen zijn vrijwel uitsluitend opgebouwd uit koolstofatomen, chlooratomen en meestal ook waterstofatomen. Naar hun toepassingen kunnen ze worden onderverdeeld in pesticiden (hexachloorbenzeen, 'drinnen' en DDT-achtige stoffen) en niet-pesticiden (PCB's).

Belangrijke milieubiologische eigenschappen van deze verbindingen zijn hun overwegend hoge persistentie, grote potentieel voor bioaccumulatie en toxiciteit.

4.2 Hexachloorbenzeen (HCB)

4.2.1 Inleiding

Als fungicide is hexachloorbenzeen (HCB) in het verleden veelvuldig gebruikt voor de behandeling van zaden tegen schimmels en voor het ontsmetten van grond (Ware 1978).



Figuur 11. Hexachloorbenzeen.

HCB komt niet van nature voor. Het HCB-molecuul is opgebouwd uit een benzeenring waarin zes chlooratomen zijn gesubstitueerd (zie figuur 11). HCB is vrijwel onoplosbaar in water en zwak oplosbaar in organische oplosmiddelen. Het is een zeer stabiele verbinding die in het natuurlijke

milieu niet fysisch of chemisch wordt afgebroken (IARC 1979). Van de bekende organochloorverbindingen wordt HCB als een van de meest persistente milieucontaminanten beschouwd (Jensen 1983).

Milieubiologisch onderzoek aan HCB is slechts zeer beperkt uitgevoerd.

4.2.2 Bodem

Tijdens de Monstercampagne (1981) zijn in het Rotterdamse havenslib HCB-gehalten gemeten van 0,005 tot 0,57 mg.kg⁻¹ met een gemiddeld gehalte van 0,106 mg.kg⁻¹. Meer dan 75% van de bodemonsters afkomstig van 38 relatief schone terreinen in Nederland bleek HCB-gehalten te bevatten van minder dan 0,001 mg.kg⁻¹ (Edelman 1983). Hieruit kan dus geconcludeerd worden dat het gemiddelde HCB-gehalte op baggerspeciedepots meer dan 100 maal zo hoog is als het overwegende achtergrondgehalte in Nederlandse bodems. In de Broekpolder, overigens, zijn lokaal hogere gehalten gemeten met een maximaal gemiddelde van 0,39 mg.kg⁻¹ in een terreingedeelte van 19,2 ha oppervlakte (Van Driel 1980).

4.2.3 Planten

Gegevens over de opname en het transport van HCB door planten zijn beperkt beschikbaar. In een onderzoek naar de opname van HCB door landbouwgewassen (peen, ui, witlof, aardappel) gekweekt op Rotterdams havenslib, werden de hoogste HCB-gehalten gemeten in de wortel van de peen (< 0,01-0,14 mg.kg⁻¹, vers gewicht) bij bodemgehalten van 0,01-0,54 mg.kg⁻¹. De gemiddelde bioconcentratiefactor was 1,2 op basis van het droge gewicht van de wortels (Wegman et al. 1981). Tijdens een veldonderzoek in de Volgermeerpolder kon géén HCB worden aangetoond in vruchten (bramen, vlierbessen en rozenbottels) bij bodemgehalten van 0,34-0,42 mg.kg⁻¹ (Prins 1982).

Door Smelt & Leistra (1974) is een uitgebreider onderzoek verricht naar de opname van HCB door grassen en een zestal landbouwgewassoorten en de verdeling van HCB over verschillende weefsels van de planten. Het zandige bodemmateriaal (2-4% organische stof) bevatte HCB-gehalten tot 0,41 mg.kg⁻¹ met een gemiddeld gehalte van 0,11 mg.kg⁻¹, hetgeen goed overeenkomt met de gehalten van baggerspeciedepots. Met uitzondering van de wortel van peen (max. 1,25 mg.kg⁻¹) waren de gehalten in

het gras en de overige gewassen (aardappel, tulp, sjalot, suikerbiet, koolraap) in alle gevallen minder dan 1 mg.kg^{-1} . Er was een duidelijke trend zichtbaar waarbij het gehalte afnam van de wortels naar de hoogste plantendelen. Bioconcentratiefactoren varieerden van 0,03 voor de kroon van suikerbieten tot 39 voor de wortels van het gras. Aan de hand van de meetgegevens van Smelt & Leistra (1974) van ondergrondse plantendelen (25 waarnemingen) en bovengrondse delen (21 waarnemingen) kan een gemiddelde concentratiefactor van 3,3 berekend worden.

Uit bovenstaande gegevens blijkt dat HCB redelijk opgenomen wordt door of geabsorbeerd aan plantenwortel en dat er een beperkt transport plaatsvindt naar de hogere plantendelen. De grote variatie in concentratiefactoren wordt gedeeltelijk verklaard uit de verschillen in accumulatie tussen de plantenweefsels. Echter, voor de wortel van peen, gekweekt op Rotterdams havenslib, berekenden Wegman et al. (1981) een concentratiefactor van gemiddeld 1,2, terwijl Smelt & Leistra (1974) voor zandige bodems factoren van 12 en 19 hebben vastgesteld. Bodemeigenschappen hebben kennelijk ook een grote invloed op de concentratiefactoren. Teneinde een verdere risico-analyse voor herbivore dieren mogelijk te maken, zal voor de gehele planten uitgegaan worden van een gemiddelde bioconcentratiefactor van 1,5, waardoor het te verwachten gehalte in de vegetatie van baggerspeciedepots geschat wordt op gemiddeld $0,159 \text{ mg.kg}^{-1}$.

4.2.4 Ongewervelde dieren

4.2.4.1 Inleiding

Met betrekking tot de accumulatie van HCB in ongewervelde dieren zijn beperkte gegevens beschikbaar over regenwormen en slakken.

4.2.4.2 Regenwormen

Enkele meetgegevens over de opname van HCB door regenwormen uit de bodem van verontreinigde terreingedeelten van de Volgermeerpolder, zijn samengevat in onderstaande tabel. Het lage HCB-gehalte in regenwormen van lokatie Vc werd toegeschreven aan een relatief hoog organisch stof gehalte waardoor de biologische beschikbaarheid van HCB kan afnemen (Prins 1982).

Tabel 26. HCB-gehalten (mg.kg^{-1}) in bodem en regenwormen van de Volgermeerpolder (naar Prins 1982).

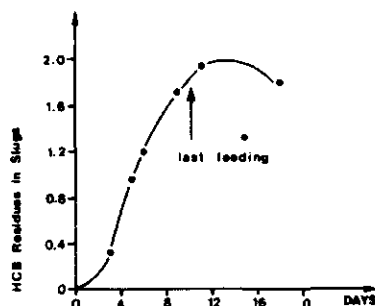
	Lokatie		
	Va	Vb	Vc
bodem	0,34	0,42	0,498
wormen	6,615	3,462	0,058
BCF	19,46	8,243	0,116

Voor de drie lokaties kan een gemiddelde bioconcentratiefactor van 9,27 berekend worden. Indien deze factor gehanteerd wordt voor regenwormen van baggerspeciedepots betekent dit een te verwachten gehalte van gemiddeld $0,98 \text{ mg.kg}^{-1}$.

4.2.4.3 Slakken

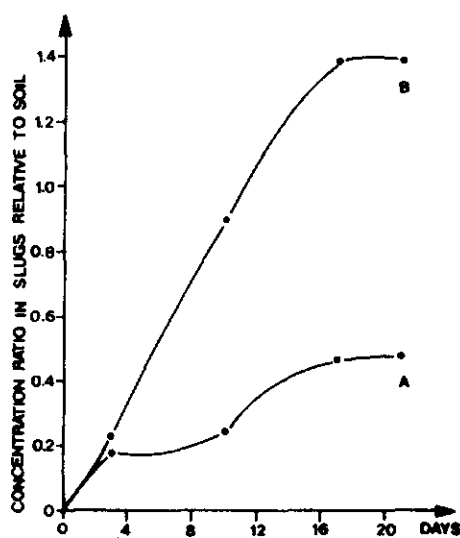
Uit een onderzoek van Haque & Ebing (1983) is gebleken dat de naakt-slakken Deroceras reticulatum en Agriolimax reticulatus HCB op kunnen nemen, zowel via verontreinigd voedsel als via de huid door een direct contact met verontreinigd bodemmateriaal.

In het voedingsexperiment kregen de slakken gedurende 10 dagen wortelschijfjes als voedsel aangeboden. Deze wortelschijfjes bevatten $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ HCB. De toename van het HCB-gehalten in de slakken gedurende de proefperiode is weergegeven in figuur 12a. Deze gegevens zijn echter ontoereikend voor een schatting van het HCB-gehalte in slakken van baggerspeciedepots.



Figuur 12a. HCB-gehalte (mg.kg^{-1} , vers gewicht) in slakken na dagelijkse opname van $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ HCB in het voedsel.

Een indicatie voor de te verwachten HCB-gehalten in slakken van baggerspeciedepots kan alleen gegeven worden op basis van de gegevens over de opname via de huid. Bij een bodemgehalte van $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ HCB, hetgeen overeenkomt met het gemiddelde gehalte op baggerspeciedepots, werd na 18 dagen een maximale concentratiefactor vastgesteld van 0,5 (zie figuur 12b). De HCB-gehalten hebben betrekking op het verse gewicht van de slakken.



Figuur 12b. Concentratiefactoren (gehalte in slakken/gehalte in bodem) van HCB bij twee verschillende bodemgehalten. A: $0,1$, B: $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ HCB in bodem.

In aanmerking genomen dat slakken van baggerspeciedepots ook via het voedsel HCB op zullen nemen, zijn gehalten van meer dan $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ HCB (vers gewicht) in slakken derhalve vrij aannemelijk.

4.2.5 Gewervelde dieren

4.2.5.1 Inleiding

Door ratten wordt HCB vrij langzaam geabsorbeerd (IARC 1979). De meeste

diersoorten, echter, kunnen HCB gemakkelijk opnemen uit de darm, waarna het zich verspreidt over alle lichaamssweefsels. HCB heeft een hoog potentieel voor bio-accumulatie, is goed oplosbaar in vetten en de uiteindelijke verdeling over het lichaam is evenredig met het vetgehalte van de weefsels. Na een chronische blootstelling is het HCB-gehalte in de vetweefsels altijd hoger dan in het voedsel, hetgeen voor andere weefsels doorgaans niet het geval is (Hansen et al. 1981). In relatief sterke mate, vermoedelijk sterker dan bij PCB's het geval is (zie 4.5) kan HCB via moedermelk getransporteerd worden naar de jonge dieren (Jensen 1983).

Bij ratten is de acute toxiciteit van HCB zeer laag, terwijl het bij een chronische blootstelling extreem toxisch is. Er bestaat echter geen duidelijkheid over de minimale toxische dosis, hetgeen mogelijk veroorzaakt wordt door toxische onzuiverheden in het technische HCB-produkt (Sittig 1980). Tot deze onzuiverheden behoren zeer giftige dioxinen en dibenzofuranen (Kimbrough 1981). HCB is carcinogeen (o.a. in muizen), foetotoxisch en licht teratogeen. Mutageniteit is niet aangetoond (IARC 1979). Bij muizen is de lever het doelwitorgaan van tumorvorming (Williams 1981).

Ondanks het stabiele karakter van het volledig gechlloreerde HCB kan het gemetaboliseerd worden tot een grote verscheidenheid aan afbraakprodukten, waaronder chloorbenzenen, pentachloorfenol en andere fenolen (IARC 1979, Hansen et al. 1981) en PCB's (Engst et al. 1979).

De excretie van HCB verloopt voornamelijk via de faeces (Engst et al. 1979, Hansen et al. 1981).

4.2.5.2 Muizen

Enkele toxiciteitsgegevens van HCB in muizen zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 27. Toxiciteit van HCB in muizen, na orale opname.

Dosis	Blootstel- lingsduur	Effect	Referentie
4000 mg.kg ^l g ⁻¹	acuut	LD ₅₀	Engst <u>et al.</u> (1979)
50 mg.kg ⁻¹	chronisch	sterftetoename	IARC (1979)
12-24 mg.kg ^l g ⁻¹ .dg ⁻¹	chronisch	tumorinductie	IARC (1979)
167 mg.kg	3-6 weken	afname immuun- respons	Loose <u>et al.</u> (1979)

Indien $12 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$ als een minimale toxische dosis voor tumorvorming (IARC 1979) gehanteerd wordt, kan het risico voor herbivore muizen van baggerspeciedepots als volgt berekend worden.

stel de minimale toxische dosis is $12 \text{ mg HCB kg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$ en (1)

stel muizen wegen gemiddeld 20 g (2)

dan is de toxische opname $0.24 \text{ mg HCB muis}^{-1}.\text{dg}^{-1}$

stel de vegetatie van baggerspeciedepots bevat gemiddeld $0.159 \text{ mg HCB kg}^{-1}$ en (3)

stel de vegetatie bevat gemiddeld 75% vocht (4)

dan bevat de vegetatie $0.03975 \text{ mg HCB kg}^{-1}$ (vers gewicht)

stel muizen eten 20 g vers voedsel per dag (2)

dan is de opname $0.000795 \text{ mg HCB muis}^{-1}.\text{dg}^{-1}$

(1) IARC (1979)

(2) zie 2.5-16

(3) zie 4.2.3

(4) zie 2.5-15.

Uit de berekening blijkt dat de te verwachten opname door herbivore muizen, met een verschil van ruim een factor 300, ruimschoots onder de toxische dosis ligt. De opname door insektivore muizen is vermoedelijk hoger. Indien er vanuit gegaan wordt dat deze dieren uitsluitend regenwormen eten is de te verwachten opname $0.00294 \text{ mg HCB muis}^{-1}.\text{dg}^{-1}$, hetgeen ruim 80 maal zo laag is als de toxische dosis.

4.2.5.3 Vogels

Verhoogde HCB-gehalten, tot 9.11 mg.kg^{-1} in spreeuwen, zijn gemeten in lichaamsweefsels en eieren van verschillende vogelsoorten (IARC 1979, Gilman *et al.* 1979, Fuchs & Thissen 1981, Norheim & Kjos-Hanssen 1984).

Met betrekking tot de toxiciteit van HCB bij vogels zijn slechts enkele gegevens beschikbaar over Japanse kwartels. De acute orale LD_{50} is voor deze vogelsoort meer dan 6400 mg.kg^{-1} (Strik 1973). Bij gehalten van 20 mg.kg^{-1} in het voedsel zijn lever- en nierbeschadigingen en een verstoord broedgedrag waargenomen. De minimale toxische dosis wordt echter op minder dan 20 mg.kg^{-1} geschat (Vos *et al.* 1968).

Een risico-analyse voor vogels van baggerspeciedepots is niet mogelijk.

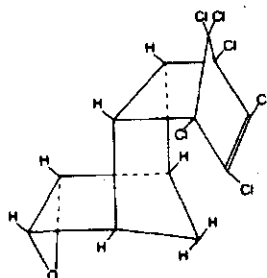
4.2.6 Samenvatting

Over HCB zijn vrij weinig gegevens beschikbaar. HCB is een zeer persistente verbinding. Voor de vegetatie is een gemiddeld gehalte geschat van 0.159 mg.kg^{-1} , waarbij de hoogste gehalten in de wortels te verwachten zijn. Het gehalte in regenwormen zal ongeveer 1 mg.kg^{-1} kunnen zijn, terwijl slakken vermoedelijk meer dan $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ zullen bevatten. De te verwachten opname door herbivore en insektivore muizen is respectievelijk ca. 300 en ca. 80 maal zo laag als de toxische dosis.

4.3 'Drinnen'

4.3.1 Inleiding

Aldrin, dieldrin, endrin, isodrin en telodrin, de 'drinnen' (ook wel 'drins') zijn nauw verwante gechloreerde cyclodiëne verbindingen. In figuur 13 is de structuurformule van dieldrin weergegeven.



en vrijwel onoplosbaar in water. Het zijn persistente verbindingen die overwegend goed bestand zijn tegen hoge temperaturen en chemisch reactieve stoffen (IARC 1973, Verschueren 1983). Door epoxidatie kan aldrin in het milieu omgevormd worden tot dieldrin, waardoor aldrin minder persistent is dan dieldrin (Sittig 1980). Photochemische afbraak van drinnen is waargenomen (Roof 1982, Verschueren 1983).

Veel literatuurgegevens hebben betrekking op de effecten na het gebruik als insecticide. Doordat hierbij veelal sprake is van een andere blootstellingswijze dan via het voedselketentransport vanuit de bodem, zijn deze gegevens vaak niet of nauwelijks bruikbaar voor een risico-analyse van drinnen op baggerspeciedepots.

Milieubiologisch onderzoek heeft zich vooral gericht op het aquatische milieu en beperkt zich voornamelijk tot aldrin, dieldrin en endrin.

Belangrijke biologische eigenschappen zijn hun grote potentieel voor bioaccumulatie en hun hoge toxiciteit. Door hun voortdurende en intensievere blootstellingswijze is de toxiciteit van drinnen voor vissen hoger dan voor insecten, zoogdieren en vogels (Ware 1978).

Op baggerspeciedepots komen de drinnen overwegend in relatief lage gemiddelde gehalten voor in de bodem. Lokaal, met name in de Broekpolder, zijn echter hoge gehalten gemeten, waarvan het mogelijke risico in het onderhavige rapport expliciet besproken wordt.

4.3.2 Bodem

In onderstaande tabel zijn de gehalten aan drinnen samengevat die zijn aangetroffen in de klasse 3 baggerspecie (Monstercampagne 1981) en in het bodemmateriaal van de Broekpolder (Van Driel 1980), wat lokaal klasse 4 specie bevat. De maximale gemiddelden van de Broekpolder, evenals de absolute maxima, hebben betrekking op 30 monsters die verspreid genomen zijn over een terrein van 19,2 ha.

Ter vergelijking vond Edelman (1983) maximale gehalten van 0,03 mg.kg⁻¹ dieldrin en 0,02 mg.kg⁻¹ endrin, bij een onderzoek van de bodem van 38 natuurlijke terreinen in Nederland.

Door de natuurlijke omzetting van aldrin tot dieldrin zijn de gehalten aan dieldrin in de bodem doorgaans hoger dan van aldrin (IARC 1973), hetgeen eveneens op de baggerspeciedepots het geval lijkt te zijn.

Het kleigehalte en met name het organisch stofgehalte zijn belangrijke

Tabel 28. Gehalten (mg.kg^{-1}) aan drinnen in baggerspecie (klasse 3) en het bodemmateriaal van de Broekpolder.

	Baggerspecie (klasse 3)			Broekpolder (klasse 4)			
	gem.	min.	max.	gemiddeld		absoluut	
				min.	max.	min.	max.
aldrin	n.a.			<0,01	- 5,35	<0,01	43
dieldrin	0,0139	(0,005 - 0,14)		0,0267	- 18,99	0,02	40,0
endrin	0,0149	(0,005 - 0,14)		<0,01	- 12,40	<0,01	23,0
isodrin	0,0104	(0,005 - 0,10)		<0,01	- 27,41	<0,01	56,0
telodrin	n.a.			<0,01	- 1,87	<0,01	3,5

n.a. = niet aanwezig.

factoren die de mobiliteit en de biologische beschikbaarheid van pesticiden in de bodem bepalen (Wolcott 1970).

Met het oog op een risico-analyse van drinnen van de Broekpolder zal uitgegaan worden van de maximale gemiddelde gehalten als vermeld in tabel 28.

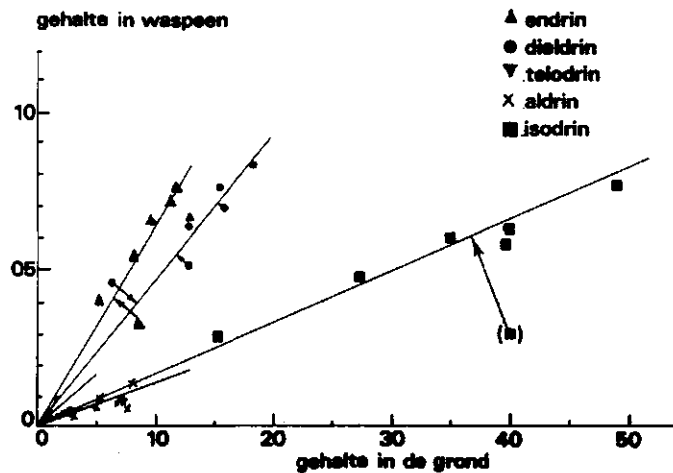
4.3.3 Planten

Enkele gegevens zijn beschikbaar over de opname en het transport van drinnen door planten. Uit zandige bodems wordt dieldrin gemakkelijker opgenomen dan uit bodems met veel kleideeltjes en een hoog organisch stofgehalte. Aldrin- en dieldringehalten van $0,015$ tot $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ zijn gemeten in enkele landbouwgewassen gekweekt op terreinen die 1 tot 5 jaar eerder behandeld waren met deze insecticiden. Hogere gehalten tot $3,97 \text{ mg.kg}^{-1}$ dieldrin zijn eveneens gemeten, maar uit de gegevens (112 dagen na de laatste bespuiting) blijkt niet duidelijk of deze verhoging betrekking heeft op een opname uit de bodem of een directe depositie op de plantendelen vanuit de lucht (Finlayson & MacCarthy 1973).

Het metabolisme van aldrin in planten wordt uitvoerig besproken door Scheunert et al. (1977). Dieldrin is een van de belangrijkste metabolieten van aldrin.

De opname van drinnen uit verontreinigd slib door een viertal soorten landbouwgewassen (peen, ui, witlof, aardappel) is onderzocht door Wegman et al. (1981) (zie ook Greve & Wegman 1977). Van deze gewassen werden de hoogste gehalten aangetroffen in de wortel van peen. In figuur 14 is de relatie tussen de gehalten in de bodem (droog gewicht) en

de wortel van peen (vers gewicht) weergegeven. Kennelijk worden de drinnen niet in dezelfde mate opgenomen door planten c.q. peen. De gemiddelde bioconcentratiefactoren voor dit gewas waren 0,10 (aldrin), 0,42 (dieldrin), 0,53 (endrin), 0,13 (isodrin) en 0,26 (telodrin) op basis van het droog gewicht van het gewas (Wegman *et al.* 1981). Aan de hand van gegevens verzameld door het IARC (1973) konden voor dieldrin enigszins vergelijkbare concentratiefactoren berekend worden van 0,263 (peen), 0,024 (aardappel) en 0,041 (kiemplant tarwe).



Figuur 14. Gehalten (mg.kg^{-1}) aan drinnen in de wortel van peen (vers gewicht) als functies van de gehalten in de corresponderende bodemonsters.

Bovenstaande gegevens lijken er op te wijzen dat de opname en het transport van drinnen door planten beperkt is, en dat de hoogste gehalten daardoor over het algemeen in de ondergrondse plantendelen te verwachten zijn. Residuen van insecticiden worden over het algemeen voornamelijk in de wortels van planten aangetroffen (Lichtenstein 1970). Voor het schatten van de opname van drinnen door herbivore dieren van baggerspeciedepots zijn met name de gehalten in de bovengrondse plantendelen van belang.

Wegens het ontbreken van uitgebreidere informatie zal voor het schat-

ten van gehalten aan drinnen in de vegetatie van baggerspeciedepots, op grond van bovenstaande, uitgegaan worden van de gehalveerde waarden van de bioconcentratiefactoren voor de wortel van peen als berekend door Wegman et al. (1981). Rekening houdend met de gemiddelde gehalten in het bodemmateriaal van baggerspeciedepots en in het bijzonder met de hoogste gemiddelde gehalten in de Broekpolder, zijn de te verwachten gehalten in de vegetatie als vermeld in onderstaande tabel.

Tabel 29. Geschatte gehalten (mg.kg^{-1}) van drinnen in de vegetatie van baggerspeciedepots en de Broekpolder.

	Baggerspeciedepots	Broekpolder
aldrin	-	0,268
dieldrin	0,002919	3,988
endrin	0,003949	3,286
isodrin	0,000676	1,782
telodrin	-	0,243

4.3.4 Micro-organismen

In een bespreking van de interacties tussen insecticiden en micro-organismen stellen Tu & Miles (1976) dat microbiële afbraak van aldrin en dieldrin is waargenomen maar dat deze afbraak zowel onder anaërobe als aërobe omstandigheden overwegend zeer gering zal zijn.

Een remming van de microbiële activiteit is geconstateerd vanaf gehalten van ongeveer 25 mg.kg^{-1} aldrin, dieldrin en endrin (Tu & Miles 1976). Nadelige effecten van dieldrin voor micro-organismen zijn echter ook bij veel lagere gehalten, vanaf $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ waargenomen (Rup Lal & Saxena 1980).

Voor baggerspeciedepots kan een zekere schadelijke invloed in de Broekpolder derhalve niet worden uitgesloten.

4.3.5 Ongewervelde dieren

Enkele gegevens waren beschikbaar over de opname van dieldrin en endrin door regenwormen. In boomgaarden behandeld met insecticiden zijn regenwormen gemonsterd die gehalten vertoonden van $22,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ dieldrin en $0,52 \text{ mg.kg}^{-1}$ endrin bij bodemgehalten van respectievelijk 1,02 en $0,00 (!) \text{ mg.kg}^{-1}$ (Thompson 1973). Kennelijk lag het endringehalte van

de bodem onder de detectielimiet terwijl er een duidelijk meetbaar gehalte in de wormen aanwezig was.

Concentratiefactoren voor dieldrin in regenwormen zijn berekend door Beyer & Gish (1980). Over een periode van 11 jaar na behandeling van bodems met dieldrin bleek de concentratiefactor af te nemen van 15 tot 3,9, met een gemiddelde waarde van 8 na 5,5 jaar.

Indien voor het dieldringehalte in regenwormen van baggerspeciedepots een gemiddelde bioconcentratiefactor van 8 gehanteerd wordt, zal het te verwachten gemiddelde gehalte variëren van $0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$ voor baggerspeciedepots tot $151,92 \text{ mg.kg}^{-1}$ plaatselijk in de Broekpolder.

In vergelijking met andere pesticiden is de toxiciteit van de drinnen met uitzondering van endrin, relatief laag voor regenwormen. Sterfte treedt over het algemeen op bij zeer hoge concentraties in de bodem (Edwards & Lofty 1977, Edwards 1980). Kritische concentraties worden door deze auteurs echter niet genoemd.

4.3.6 Gewervelde dieren

4.3.6.1 Inleiding

Na opname uit de darm kunnen de drinnen in het lichaam van gewervelde dieren gemetaboliseerd worden waarbij verschillende afbraakprodukten gevormd kunnen worden. Aldrin kan bijvoorbeeld door epoxidatie omgevormd worden tot dieldrin. Dieldrin en ook endrin kunnen in de lever afgebroken worden waarbij zeer giftige metabolieten vrij kunnen komen. De afbraak van endrin verloopt doorgaans sneller dan die van dieldrin (Khan et al. 1981). Dieldrin kan zich ophopen in vetweefsel, lever, hersenen en spieren bij vele diersoorten (IARC 1973). De toxicologie van de drinnen wordt besproken door Murphy (1980). Naar hun toxische eigenschappen kunnen de drinnen in het algemeen gekarakteriseerd worden als zenuwgif. Bij ratten en muizen is de lever het meest gevoelige orgaan. Tot de waargenomen toxische effecten behoren onder andere een vorm van lichte leverschade bij lage doses en een vermindering van de reproductie bij relatief hoge doseringen. Het toxische mechanisme van de drinnen is niet goed bekend (Murphy 1980).

Over de mogelijke carcinogene en mutagene eigenschappen, met name bij ratten, bestaat in de literatuur enige controverse. Bij muizen lijkt

de carcinogene werking van dieldrin echter bewezen te zijn (IARC 1973, Murphy 1980). Eveneens bleek dieldrin mutageen te zijn in 'in vitro' zoogdier testen (Williams 1981). In een bespreking van de mutageniteit van insekticiden (Wildemauwe et al. 1983) worden aldrin, dieldrin en endrin als niet-mutageen beschouwd. Teratogene eigenschappen zijn vastgesteld van endrin (Sittig 1980).

Met betrekking tot een risico-analyse van drinnen op baggerspeciedepots, waren gegevens beschikbaar over muizen, ratten en vogels.

4.3.6.2 Muizen

Gegevens over de toxiciteit van de drinnen in muizen worden gegeven door het IARC (1973), Schein & Thomas (1976) en Murphy (1980).

Een van de laagst genoemde toxische doses betrof een waarde van $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ dieldrin in het voedsel, waarbij na chronische blootstelling een geringe toename van de vorming van levertumoren werd vastgesteld. Een duidelijke toename werd echter overwegend bij hogere gehalten in het voedsel, 1 tot 10 mg.kg^{-1} dieldrin, waargenomen (IARC 1973).

Indien voor een risico-analyse een minimale schadelijke dosis van $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ dieldrin in het voedsel gehanteerd wordt, betekent dit dat er uitgaande van de geschatte dieldringehalten in de vegetatie van baggerspeciedepots ($0,002919 \text{ mg.kg}^{-1}$) en van de Broekpolder $3,988 \text{ mg.kg}^{-1}$), sprake is van een sterk verhoogd risico voor herbivore muizen van de Broekpolder.

Gezien de zeer sterke accumulatie van dieldrin in bodem-evertebraten zoals regenwormen, is het risico voor insektivore muizen van baggerspeciedepots nog aanmerkelijk hoger. Dieldringehalten in regenwormen kunnen geschat worden op gemiddeld $0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$ voor alle baggerspeciedepots en op $151,92 \text{ mg.kg}^{-1}$, plaatselijk in de Broekpolder. Dit betekent dat insektivore muizen zeker in de Broekpolder, maar ook op de overige baggerspeciedepots een verhoogd risico lopen. In de Broekpolder zou de opname zelfs ca. 1500 maal de toxische dosis kunnen bedragen.

4.3.6.3 Ratten

Relatief veel gegevens zijn beschikbaar over de toxiciteit van drinnen in ratten (IARC 1973, Ware 1978, Pollock & Gilgore 1978, Murphy 1980, Sittig 1980, Verschuieren 1983). Deze gegevens hebben echter voornamelijk

betrekking op de acute toxiciteit. Verschillen in toxiciteit van de 5 drinnen komen tot uitdrukking in enkele LD_{50} -waarden gegeven door Ware (1978) (tabel 30). Hieruit blijkt dat vooral endrin en telodrin sterk toxisch zijn voor ratten.

Tabel 30. Acute orale lethale doses (LD_{50}) van drinnen in ratten.

	LD_{50} (mg.kg ⁻¹)
aldrin	39
dielddrin	40
endrin	3-10
isodrin	24
telodrin	8

In de literatuur worden echter ook aanmerkelijk hogere LD_{50} -waarden tot 150 mg.kg⁻¹ voor aldrin en dielddrin (Murphy 1980) genoemd. Als laagste schadelijke doses, waarbij bepaalde leverafwijkingen op kunnen treden, worden voor dielddrin waarden genoemd van 0,5 mg.kg⁻¹ (Murphy 1980) en 1 mg.kg⁻¹ (Fytizas-Daniélidou & Louskas 1968).

Een nauwkeurige risico-analyse van drinnen voor ratten van bagger-speciedepots is niet mogelijk, gezien de onduidelijkheid over de te verwachten gehalten in het potentiële voedsel van deze dieren. Een laag gehalte van 0,5 mg.kg⁻¹ dielddrin in het voedsel via dierlijke componenten lijkt echter voor ratten van de Broekpolder niet onwaarschijnlijk, hetgeen binnen de range is van de laagste schadelijke doses.

4.3.6.4 Vogels

Naar aanleiding van hun bevindingen over de bioconcentratie van dielddrin en andere organische chloorverbindingen in natuurlijke regenwormpopulaties (zie 4.3.5) hebben Beyer & Gish (1980), op vergelijkbare wijze als in het onderhavige rapport, getracht om het risico te schatten voor vogels die regenwormen in meer of mindere mate in hun voedselpakket hebben. Enkele gegevens over de toxiciteit van dielddrin in verschillende vogelsoorten zijn samengevat in onderstaande tabel.

Beyer & Gish (1980) wijzen op de verschillen in gevoeligheid voor toxische stoffen tussen vogelsoorten (zie tabel 31) en op de invloed van factoren als leeftijd en voedselsamenstelling, die een risico-analyse kunnen bemoeilijken.

Tabel 31. Toxiciteit van dieldrin in vogels.

Soort	Dosis	Effect	Referentie
duif	2 mg.kg ⁻¹ week ⁻¹	22-44% sterfte	Robinson & Crabtree (1969)
kwartel	12-14 mg.kg ⁻¹	LD ₅₀	Pollock & Gilgore (1978)
duif	27 mg.kg ⁻¹	LD ₅₀	Matsumura (1975)
fazant	79 mg.kg ⁻¹	LD ₅₀	Matsumura (1975)
wilde eend	381 mg.kg ⁻¹	LD ₅₀	Matsumura (1975)
zanglijster	12 mg.kg ⁻¹ (vers)	sterfte na 8 dg.	Beyer & Gish (1980)
zanglijster	6 mg.kg ⁻¹ (vers)	sublethaal	Beyer & Gish (1980)
klaauwier	2 mg.kg ⁻¹ (vers)	sublethaal	Beyer & Gish (1980)

Voor baggerspeciedepots zijn de dieldrin gehalten in regenwormen geschat op 151,92 mg.kg⁻¹ plaatselijk in de Broekpolder en 0,11 mg.kg⁻¹ als gemiddeld gehalte voor alle baggerspeciedepots. Uitgaande van een gemiddeld vochtpercentage van 85% in regenwormen (zie 2.5-15) komen deze gehalten overeen met 0,0165 en 22,788 mg.kg⁻¹ (vers gewicht) voor regenwormen van respectievelijk de baggerspeciedepots en de Broekpolder. Indien er vanuit gegaan wordt dat de in tabel 31 genoemde vogelsoorten zich uitsluitend met regenwormen zouden voeden, kan een vergelijking worden gemaakt tussen de toxische doses en het dieldrin gehalte in regenwormen van baggerspeciedepots. Voor de Broekpolder betekent dit dan een direct gevaar voor de meeste van de genoemde vogelsoorten, terwijl het risico voor vogels die in de andere terreinen foerageren gering lijkt te zijn.

Voor vogels lijkt de endrin-belasting zelfs nog tot grotere risico's te kunnen leiden. Bij regenwormen en ratten bleek reeds de relatief hoge toxiciteit van endrin. Dit geldt eveneens voor vogels. Matsumura (1975) noemt LD₅₀-waarden van 2,5, 1,78 en 5,64 mg.kg⁻¹ voor respectievelijk de duif, de fazant en de wilde eend, en een minimale chronische toxische dosis van 0,125 mg.kg⁻¹dg⁻¹ voor wilde eenden. Deze vogelsoorten eten voornamelijk plantaardig materiaal en een mogelijk gehalte van ca. 3 mg.kg⁻¹ in de vegetatie van de Broekpolder (zie 4.3.3) zou derhalve een direct gevaar opleveren.

4.3.7 Samenvatting

Relatief hoge gehalten aan drinnen zijn gemeten in de Broekpolder. Bruik-

bare gegevens waren beschikbaar voor planten, micro-organismen, muizen en vogels. Drinnen lijken beperkt opgenomen te worden door planten en sterk te kunnen accumuleren in dieren, met name regenwormen. Voor de vegetatie zijn bioconcentratiefactoren geschat van 0,05 (aldrin) tot 0,53 (endrin). Lokaal in de Broekpolder zijn gehalten te verwachten van 3-4 mg.kg⁻¹ voor dieldrin en endrin, terwijl de gehalten van drinnen in de vegetatie van de overige baggerspeciedepots ongeveer een factor 1000 lager zullen zijn. In de Broekpolder kan een zekere remming van de microbiële activiteit niet worden uitgesloten.

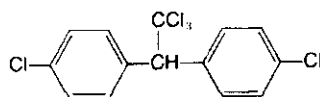
Voor regenwormen zijn gemiddelde dieldringehalten geschat van ongeveer 150 mg.kg⁻¹ in de Broekpolder en 0,11 voor de overige baggerspeciedepots. Voor muizen lijkt het risico het grootst bij inaktivore muizen van de Broekpolder waar de te verwachten opname mogelijk 15-1500 maal de minimale toxische dosis zal zijn. Als gevolg van de dieldrin- en endrin-belasting lopen enkele vogelsoorten een verhoogd risico in de Broekpolder.

4.4 pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD

4.4.1 Inleiding

In het Rotterdamse havenslib zijn drie DDT-achtige verbindingen in verhoogde gehalten aangetroffen, namelijk pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD (ook wel pp' TDE). Vanwege hun sterk insecticide eigenschappen zijn pp' DDT en, in veel mindere mate, pp' DDD in grote hoeveelheden geproduceerd als de technische produkten DDT en DDD. Een typisch voorbeeld van het technische produkt DDT bevat onder andere 77,1% pp' DDT, 0,1% pp' DDE en 0,3% pp' DDD (EHC 1979). pp' DDE is het belangrijkste afbraakprodukt van pp' DDT en heeft géén insecticide werking (Matsumura 1975). pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD zijn nauwverwante verbindingen met eenzelfde koolstofskelet maar met een gering verschil in het aantal chloor- en waterstofatomen. De structuurformule van pp' DDT is afgebeeld in onderstaande figuur.

De DDT-achtigen zijn zeer persistente, slecht afbreekbare verbindingen (m.n. pp' DDE) die vrijwel niet oplossen in water, maar zeer goed oplosbaar zijn in vetten en daardoor sterk kunnen accumuleren in organismen



Figuur 15. Structuurformule van pp' DDT.

en voedselketens (Bevenue 1976, EHC 1979). Relatief veel literatuurgegevens zijn beschikbaar over het gedrag van deze verbindingen (vooral pp' DDT) in het milieu. Een algemeen overzicht van de verschillende aspecten van deze stoffen wordt gegeven in EHC (1979).

In veel publicaties wordt gesproken over 'DDT' en het is hierbij vaak niet duidelijk welke verbinding(en) er precies mee bedoeld worden. De term DDT kan betrekking hebben op:

- de specifieke verbinding pp' DDT,
- het totaal aan isomeren (verbinding met eenzelfde molecuulformule maar met verschillende structuren) van DDT (o.a. pp' DDT en op' DDT),
- het technisch produkt DDT, of
- een uitgebreider mengsel, waarbij meer verwante verbindingen betrokken kunnen zijn, meestal aangeduid met de term DDT-R ('R' staat voor 'related compounds').

Vergelijkbare situaties gelden eveneens voor DDE en DDD. In deze paragraaf wordt de presentatie van gegevens voorzover mogelijk toegespitst op de specifieke verbindingen pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD. Indien nodig wordt gesproken over DDT (totaal van isomeren), het technische produkt DDT of DDT-R.

4.4.2 Bodem

In onderstaande tabel zijn de gehalten weergegeven van pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD zoals deze zijn aangetroffen in klasse 2 en 3 baggerspecie van het Rotterdamse havenslib (Monstercampagne 1981). Opvallend is dat de gehalten in klasse 2 hoger zijn dan in klasse 3. Voor de bodem van baggerspeciedepots zal in dit geval worden uitgegaan van de gemiddelde gehalten in klasse 2 baggerspecie.

Tabel 32. Gehalten (mg.kg^{-1}) aan pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD in klasse 2 en 3 baggerspecie.

	Klasse 2	Klasse 3
pp' DDT	gem. 0,0152 (0,005-0,240)	niet aanwezig
pp' DDE	gem. 0,0094 (0,005-0,050)	gem. 0,0082 (0,005-0,030)
pp' DDD	gem. 0,0102 (0,005-0,110)	gem. 0,0057 (0,005-0,020)

Verspreid over 38 relatief schone Nederlandse terreinen werd in ruim 95% van de 96 monsters minder dan $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ DDT gemeten, terwijl ruim 73% minder dan $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$ DDE bevatte (Edelman 1983). Niettemin is de verontreiniging van baggerspeciedepots laag vergeleken bij gehalten die gemeten zijn in tuinbouwgronden na behandeling met insecticiden. Tot maximaal $245,41 \text{ mg.kg}^{-1}$ DDT-R werd gemeten in fruitboomgaarden (Edwards 1973).

DDT wordt zeer langzaam afgebroken in de bodem, waarbij DDE en DDD gevormd kunnen worden (Harris 1970). De mobiliteit van DDT in de bodem is zeer laag (Biggar 1970).

4.4.3 Planten

Gegevens over de opname van DDT-achtige stoffen door planten zijn beperkt en alléén voor DDT beschikbaar. Ware (1980) stelt dat DDT vermoedelijk nauwelijks opgenomen en getransporteerd wordt door planten, maar dat wél geabsorbeerd wordt aan plantenwortels. Leistra (1974) verzamelde literatuurgegevens over bioconcentratiefactoren van DDT in verschillende plantendelen. Uit deze gegevens kunnen gemiddelde concentratiefactoren berekend worden van 0,0257 voor zaden en peulen, 0,025 voor bladeren en stengels, en 0,238 voor de ondergrondse plantendelen. Deze 'gemiddelde' concentratiefactoren hebben overwegend betrekking op de maximale gehalten in de plantendelen. Een overeenkomstige waarde van maximaal 0,27 werd gevonden door Smelt et al. (1975) tijdens experimenten met grassen, klaver en enkele landbouwgewassen.

Op grond van bovenstaande zal voor de vegetatie van baggerspeciedepots worden uitgegaan van een gemiddelde bioconcentratiefactor van 0,1 voor pp' DDT in de gehele planten, waardoor het te verwachten gehalte $0,0015 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDT is. Over de opname en het transport van pp' DDE en pp' DDD zijn onvoldoende gegevens beschikbaar om een schatting van de

gehalten mogelijk te maken.

4.4.4 Micro-organismen

Interacties tussen micro-organismen en DDT-achtige stoffen zijn uitvoerig besproken door Johnson (1976), Tu & Miles (1976), Butler (1977), Williams (1977) en Rup Lal & Saxena (1980). Uit de literatuurgegevens van Johnson (1976) en Williams (1977) blijkt dat DDT en DDD afgebroken kunnen worden door micro-organismen en schimmels. Microbiële afbraak van DDE lijkt niet voor te komen. Onder aërobe omstandigheden wordt DDT voornamelijk omgezet in DDE, terwijl bij afwezigheid van zuurstof vooral DDD gevormd wordt. Zuurstofarme of zuurstofloze omstandigheden zijn dus gunstig voor de volledige afbraak van DDT in de bodem van baggerspeciedepots. De afbraak verloopt onder normale omstandigheden echter zeer langzaam.

Evenmin valt te verwachten dat de DDT-achtige verbindingen van baggerspeciedepots, bij de aanwezige gehalten, een belangrijk schadelijk effect zullen hebben op het functioneren van de bodemmicroflora. Remming van de bacteriegroei is vastgesteld bij gehalten van $0,1-10 \text{ mg.kg}^{-1}$ DDT (Tu & Miles 1976). Nadelige effecten worden echter overwegend bij hogere gehalten ($50-150 \text{ mg.kg}^{-1}$) waargenomen (Butler 1977, Rup Lal & Saxena 1980).

4.4.5 Ongewervelde dieren

4.4.5.1 Inleiding

Door het veelvuldige gebruik als insecticide zijn relatief veel gegevens beschikbaar over accumulatie en toxiciteit van DDT-achtige stoffen in ongewervelde dieren. Overzichten worden gegeven door Van der Drift (1970), Thompson (1973), Matsumura (1975) en Edwards & Lofty (1977). Nauwkeurige gegevens die een verband leggen tussen gehalten in de bodem en het optreden van toxische effecten door opname via het voedsel zijn echter schaars. Enkele evertebratensoorten die in de bodem en strooisellaag leven, zoals regenwormen, slakken en keversoorten worden als relatief ongevoelig beschouwd voor DDT-achtige stoffen (Thompson 1973). Bij regenwormen en slakken is een mortaliteit van 95% vastgesteld bij bodemgehalten van respectievelijk meer dan 200 mg.kg^{-1} en meer dan 50

mg.kg^{-1} (Jørgensen 1979). Echter, een veel lager bodemgehalte van 2 mg.kg^{-1} DDT bleek de groei en voortplanting van de wormsoort Allolobophora caliginosa nagenoeg te halveren (Van Rhee 1977). Sprinkhanen vertonen een natuurlijke tolerantie voor DDT (Matsumura 1975).

Mede als gevolg van de relatief lage toxiciteit kunnen bodemorganismen een belangrijke bijdrage leveren in het transport van DDT-achtige stoffen in voedselketens. De accumulatie in deze diersoorten is vrij hoog; in opklimmende volgorde: kevers - regenwormen - slakken (Thompson 1973). Het verschil in accumulatie tussen deze groepen organismen is echter gering. De meeste literatuurgegevens hebben betrekking op regenwormen, die derhalve expliciet besproken zijn.

4.4.5.2 Regenwormen

Regenwormen kunnen DDT, DDE en DDD sterk accumuleren. Tussen regenwormsoorten zijn interspecifieke verschillen waargenomen in de mate van accumulatie. Insekticidegehalten in Lumbricus terrestris zijn doorgaans ongeveer gelijk aan het bodemgehalte, terwijl de regenwormsoort Allolobophora chlorotica veel hogere gehalten kan accumuleren dan in de bodem aanwezig zijn. Gehalten tot 680 mg.kg^{-1} DDT zijn gemeten in regenwormen. Typische gehalten in regenwormen van verontreinigde landbouwgebieden variëren van 1 tot 10 mg.kg^{-1} , terwijl bioconcentratiefactoren zijn vermeld van 0,06 tot 73,1 voor DDT (Matsumura 1975). Beyer & Gish (1980) berekenden gemiddelde concentratiefactoren van 0,37 voor pp'DDT en 9,9 voor DDE. Een uitgebreid overzicht van gehalten in enkele wormsoorten en het bijbehorende bodemmateriaal wordt gegeven door Thompson (1973). Aan de hand van deze gegevens kunnen gemiddelde concentratiefactoren worden berekend van 2,007 (pp' DDT), 2,397 (pp' DDE) en 6,767 (pp' DDD). Indien deze concentratiefactoren gehanteerd worden voor de berekening van de gehalten in regenwormen van baggerspeciedepots, en daarbij uitgegaan wordt van de gemiddelde gehalten in klasse 2 baggerspecie, worden de te verwachten gehalten achtereenvolgens $0,030 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDT, $0,023 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDE en $0,069 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDD, voor het verse gewicht van de regenwormen. Berekend voor het droge gewicht van de wormen (zie 2.5-15) zijn de te verwachten gehalten respectievelijk $0,203 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDT, $0,150 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDE en $0,460 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDD.

Toxische effecten zijn waargenomen bij gehalten van 2 mg.kg^{-1} DDT in de bodem (zie 4.4.5.1), hetgeen ruim 100 maal zo hoog is als het gemid-

delde pp' DDT-gehalte van baggerspeciedepots. Tenzij de minimale schadelijke dosis beduidend lager ligt dan 2 mg.kg^{-1} DDT lijkt een nadelig effect voor regenwormen van baggerspeciedepots derhalve niet erg waarschijnlijk.

4.4.6 Gewervelde dieren

4.4.6.1 Inleiding

DDT-achtige stoffen accumuleren vooral in vetweefsels van dieren. Bij een continue opname kan er een evenwichtssituatie ontstaan waardoor het gehalte in de vetweefsels redelijk constant blijft (Murphy 1980). Bij acute blootstelling aan hoge doses heeft DDT een schadelijke werking op het centrale zenuwstelsel. Bij een chronische blootstelling aan lagere doses kan schade aan de lever optreden en zijn met name toxische effecten voor de voortplanting van belang. Het toxisch werkingsmechanisme van DDT is niet goed bekend (Ware 1975, Murphy 1980). De toxiciteit van DDT is aanmerkelijk hoger dan die van DDE en DDD. De acute toxiciteit van DDT wordt 5-10 maal (Matsumura 1975) tot 16 maal (Spindler 1983) hoger geschat dan de toxiciteit van DDD. Er zijn duidelijk aanwijzingen dat DDD mutageen is, terwijl dit voor DDT en DDE niet is aangetoond (Wildemauwe *et al.* 1983). Tumorfvorming onder invloed van pp' DDT, pp' DDE of pp' DDD is waargenomen bij muizen (IARC 1973).

DDT en DDE worden langzaam afgebroken in levende organismen (EHC 1979). De excretiesnelheid van DDT bedraagt ca. 1% per dag, van de opgeslagen hoeveelheid (Murphy 1980).

Bruikbare gegevens waren beschikbaar voor muizen, ratten en enkele vogelsoorten.

4.4.6.2 Muizen

Gegevens over de toxiciteit van DDT-achtige stoffen worden vermeld door het IARC (1973), Matsumura (1975), Ware (1975) en Spindler (1983). Een gehalte van 1 mg.kg^{-1} DDT in het voedsel van drachtige muizen bleek licht embryo-toxisch te zijn (Spindler 1983). In experimenten met maximaal 5 opeenvolgende generaties muizen bleek een chronische opname van $2-3 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDT in het voedsel te leiden tot een geringe toename van de tumorfrequentie (IARC 1973, Matsumura 1975). Bij hogere doses van

250 mg.kg⁻¹ pp' DDT of pp' DDE werd een sterkere toename vastgesteld (IARC 1973).

Indien voor het voedsel uitgegaan wordt van de geschatte gehalten in de vegetatie en in regenwormen, worden herbivore en insektivore muizen van baggerspeciedepots blootgesteld aan gehalten van respectievelijk 0,00152 en 0,203 mg.kg⁻¹ pp' DDT. Uit een vergelijking met de embryotoxische dosis van 1 mg.kg⁻¹ pp' DDT, blijkt dat het risico voor insektivore dieren weliswaar groter is dan voor herbivore muizen, maar dat de te verwachten opname toch nog ongeveer 5 maal lager ligt dan de toxische dosis.

4.4.6.3 Ratten

Ratten zijn gevoeliger voor DDT dan de meeste andere zoogdieren (Matsumura 1975) en het is derhalve interessant om toxiciteitsgegevens over ratten op te nemen in deze rapportage. Toxische doses en effecten worden onder andere vermeld door het IARC (1973), Matsumura (1975), Ware (1975), Korte (1976), Ware (1978), EHC (1979) en Murphy (1980). De in de literatuur genoemde LD₅₀-waarden voor DDT variëren van 87 mg.kg⁻¹ (Ware 1978) tot 250 mg.kg⁻¹ (Matsumura 1975). Het 'no effect level' (de laagste dosis die nog géén merkbaar toxisch effect veroorzaakt) is 0,05 mg.kg⁻¹dg⁻¹ DDT (Murphy 1980).

De kans dat ratten van baggerspeciedepots een dagelijks gehalte van 0,05 mg.kg⁻¹ DDT in hun voedsel zullen overschrijden is moeilijk nauwkeurig te bepalen, maar lijkt niet uitgesloten. Het gehalte in plantaardig voedsel (gemiddeld 0,0015 mg.kg⁻¹ pp' DDT) is laag, maar voor regenwormen is een aanmerkelijk hoger gehalte van 0,203 mg.kg⁻¹ geschat. Vogeleieren, een ander voedselbestanddeel van ratten, kunnen hoge DDT-gehalten bevatten (zie 4.4.6.4). In het wild levende muizen, van de Volgermeerpolder, bleken pp' DDT-gehalten van 0,01-0,02 mg.kg⁻¹ (hele muis, vers gewicht) te bevatten terwijl regenwormen van die terreinen - hun potentiële voedsel - gehalten vertoonden van 0,01-0,11 mg.kg⁻¹ (vers gewicht) (Prins 1982). Een gemiddeld gehalte van meer dan 0,05 mg.kg⁻¹ DDT (drooggewicht) in insektivore muizen van baggerspeciedepots als voedsel voor ratten lijkt derhalve niet onmogelijk. Een nauwkeurige risico-analyse is niet mogelijk, maar een eventueel effect zal vermoedelijk zeer gering zijn.

4.4.6.4 Vogels

Relatief veel onderzoeksgegevens zijn beschikbaar over accumulatie en toxiciteit van DDT-achtige verbindingen in vogels. Literatuuroverzichten worden onder andere gegeven door Stickel (1973), Matsumura (1975) en Ware (1975). Na opname uit de darm wordt pp' DDT zeer langzaam afgebroken tot onder andere pp' DDE en pp' DDD, en kan er een geleidelijke accumulatie optreden van pp' DDT en zijn metaboliëten (Thompson 1973, Ware 1975). Meetgegevens hebben vooral betrekking op gehalten in eieren van diverse vogelsoorten. DDE is vaker en overwegend in hogere gehalten aangetroffen dan DDT en DDD. en gehalten tot maximaal 3130 mg.kg^{-1} (vetgewicht) zijn gemeten in eieren van de slechtvalk (Stickel 1973).

In de jaren '40 en '50 zijn verschillende insecticiden, waaronder DDT, op grote schaal gebruikt in de land- en tuinbouw. In diezelfde periode werd een ernstige teruggang in de roofvogelstand waargenomen die in verband gebracht werd met het insecticide-gebruik, gezien de hoge gehalten aan onder andere DDT-achtige stoffen en drinnen, maar ook PCB's die werden gemeten in de eieren. Uit de vele onderzoeken die daarop volgden is gebleken dat DDT en zijn metaboliëten (vooral DDE) op twee manieren een nadelig effect kunnen hebben op de voortplanting van vogels: de in het ei aanwezige verontreinigingen kunnen direct lethaal zijn voor het zich ontwikkelende embryo, en de insecticiden kunnen een verdunnend effect hebben op de eischaaldikte waardoor de eieren kunnen breken tijdens het bebroeden (Ware 1975). Een afname van de grootte van vogelpopulaties is te verwachten bij een eischaalverdunding van 10% of meer (Matsumura 1975). Niet alle vogelsoorten zijn even gevoelig voor dit effect op de reproductie. Met name de kleinere soorten en de roofvogels lijken extra gevoelig te zijn (Ware 1975). Enkele gegevens over de toxiciteit van DDT-achtige verbindingen in vogels zijn vermeld in tabel 33.

Ondanks de vele gegevens over toxiciteit en waargenomen gehalten in vogels (zie ook o.a. TNO 1968, Moore 1969, Jefferies 1971, Bogan & Newton 1979, Gilman et al. 1979, Howard et al. 1979, Kolaja & Hinton 1979, Beyer & Gish 1980, Fuchs & Thissen 1981 en Edwards et al. 1983) is het niet eenvoudig om voor bovenstaande vogelsoorten nauwkeurige risico-analyses uit te voeren. Eventuele risico's lijken echter laag te zijn voor vogelsoorten die voornamelijk plantaardig materiaal eten (zoals duiven en fazanten), gezien de vermoedelijk zeer lage gehalten die te

Tabel 33. Toxiciteit van DDT, DDE en DDD in vogels, na orale opname (doses in mg.kg^{-1}).

Soort	Dosis	Stof	Blootstel- lingsduur	Effect	Referentie
fazant	1296	DDT	acuut	LD_{50}	Matsumura (1975)
fazant	300-311(vers)	DDT	acuut	LD_{50}	Jørgensen (1979)
fazant	841(vers)	DDE	acuut	LD_{50}	Jørgensen (1979)
fazant	4814(vers)	DDD	acuut	LD_{50}	Jørgensen (1979)
duif	4000	DDT	acuut	LD_{50}	Matsumura (1975)
kwartel	841	DDT	acuut	LD_{50}	Matsumura (1975)
kwartel	2,5	pp'DDT	26 weken	5,3% eischaal- verduunning	Ware (1975)
sperwer	1,4-4,7	DDT	chronisch	ca.10% eischaal- verduunning	Matsumura (1975)
sperwer	2,8	pp'DDE	chronisch	ca.10% eischaal- verduunning	Matsumura (1975)
sperwer	20(vers)	DDE	14 dagen	26% eischaal- verduunning	Bird <u>et al.</u> (1983)

verwachten zijn in de vegetatie van baggerspeciedepots (zie 4.4.3). Voor insektivore vogels die zich voeden met regenwormen, slakken en kevers en dergelijke zal het te verwachten risico hoger kunnen zijn. Uit onderzoek is gebleken dat het risico in het algemeen toeneemt van herbivoren via zaad- en insekteneters naar insekten- en mollusken (o.a. slakken)-eters, met het hoogste risico voor de roofvogels (Matsumura 1975).

Relatief lage toxische doses van $1,4-4,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ DDT en $2,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDE worden vermeld voor de sperwer (zie tabel 33). Sperwers eten voornamelijk kleine vogels en jagen daarbij vooral op huismussen, die op hun beurt vooral plantenzaden (granen) eten (Teixeira 1979). Het transport van DDT en DDE wordt in deze voedselketen dus beperkt door de geringe opname in zaden (zie 4.4.3). Op baggerspeciedepots is het risico voor een van de meest kwetsbare soorten, de sperwer, derhalve vermoedelijk ook gering. Een nauwkeurige risico-analyse is niet mogelijk. Er dient echter op gewezen te worden dat een mogelijk risico kan ontstaan voor roofvogelsoorten met een vergelijkbare gevoeligheid als de sperwer maar met een voedselpakket waarin insektivore vogels of muizen het hoofdbestanddeel vormen.

4.4.7 Samenvatting

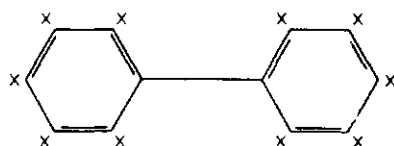
Baggerspeciedepots zijn zwak verontreinigd met pp' DDT, pp' DDE en pp' DDD.

Het pp' DDT-gehalte in planten is geschat op $0,0015 \text{ mg.kg}^{-1}$. Er zijn géén aanwijzingen voor nadelige effecten op de bodemmicroflora. Gehalten in regenwormen zijn geschat op $0,203 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDT, $0,150 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDE en $0,460 \text{ mg.kg}^{-1}$ pp' DDD. Er zijn géén aanwijzingen voor eventuele schadelijke effecten voor regenwormen, slakken, kevers en sprinkhanen. De te verwachten opname van pp' DDT door insektivore muizen is ongeveer 5 maal zo laag als de toxische dosis. Voor ratten lijkt een geringe overschrijding van het 'no effect level' niet onmogelijk. Een nadelig effect voor een kwetsbare roofvogelsoort als de sperwer is niet waarschijnlijk.

4.5 Polychloorbifenylen (PCB's)

4.5.1 Inleiding

Polychloorbifenylen (PCB's) zijn mengsels van gechloreerde aromatische koolwaterstoffen, opgebouwd uit bifenyln moleculen waaraan een variabel aantal chlooratomen en waterstofatomen gebonden is. Substitutie van chloor voor waterstof aan de ringstructuur van het bifenyl leidt tot vele combinatiemogelijkheden waardoor er in totaal 209 verschillende PCB's onderscheiden kunnen worden. In onderstaande figuur is de structuurformule van het bifenyl weergegeven (Pal et al. 1980).



Figuur 16. Structuurformule van een ongesubstitueerde PCB.

Rotterdams havenslib is op vier verschillende PCB-mengsels geanalyseerd die bekend zijn onder de Amerikaanse handelsnamen Aroclor 1242, Aroclor 1248, Aroclor 1254 en Aroclor 1260 (Monstercampagne 1981). In deze namen geven de eerste twee cijfers aan dat het een bifenyl is, terwijl de laatste twee betrekking hebben op het gemiddelde gewichtspercentage aan chloor in het mengsel, respectievelijk 42, 48, 54 en 60% chloor. In vergelijking met andere PCB's kunnen de Aroclors tot de relatief hoog ge-

chloreerde PCB's gerekend worden. Aroclor 60 komt qua samenstelling vrijwel overeen met het Franse Phenoclor DP6 en het Duitse Clophen A60 (IARC 1978).

PCB's zijn uiterst persistente verbindingen die bestand zijn tegen hoge temperaturen en chemisch reactieve stoffen zoals sterke oxidanten, zuren en basen. Wél is photochemische afbraak vastgesteld (IARC 1978), hetgeen in bodems echter nauwelijks een rol zal spelen gezien de zeer dunne bodemlaag van ongeveer 1 mm waar de reactieve ultraviolette straling in kan doordringen (Pal et al. 1980). Verder zijn PCB's vrijwel onoplosbaar in water en zeer goed oplosbaar in vetten en olieën. De wateroplosbaarheid van PCB's neemt toe naarmate zij minder chlooratomen bevatten. Vanwege deze eigenschappen en hun zeer slechte elektrische geleidbaarheid worden PCB's onder andere veel gebruikt als isolatievloeistof in transformatoren (Weber et al. 1981).

PCB's komen van nature niet voor en hun mondiale aanwezigheid in het milieu is daarom van antropogene oorsprong (Pal et al. 1980).

Belangrijke biologische eigenschappen van PCB's zijn hun grote potentieel voor bioaccumulatie en hun toxiciteit (Bruggeman 1983).

Milieubiologisch onderzoek aan PCB's heeft zich vooral gericht op het voorkomen en gedrag in aquatische organismen en vogels.

4.5.2 Bodem

De gehalten van PCB's, aangetroffen in het Rotterdamse havenslib, zijn samengevat in onderstaande tabel (Monstercampagne 1981).

Tabel 34. PCB-gehalten (mg.kg^{-1}) in Rotterdams havenslib.

Aroclor 1242	gem. 0,56 (0,025 - 5,930)
Aroclor 1248	gem. 0,53 (0,025 - 2,380)
Aroclor 1254	gem. 0,61 (0,025 - 4,190)
Aroclor 1260	gem. 0,46 (0,025 - 4,150)

Deze gehalten zijn relatief laag vergeleken met de meeste met PCB's gecontamineerde terreinen. Voor stedelijke en industriële gebieden worden door Pal et al. (1980) de totale PCB-gehalten geschat in de orde van enkele 100 mg.kg^{-1} .

PCB's zijn uiterst immobiel in de bodem. Door hun lipofiele karakter

en hun slechte oplosbaarheid in water worden PCB's sterk gebonden aan kleideeltjes en organische stof (Weber et al. 1981). Een hoog organisch stofgehalte en fijnkorrelige bodemdeeltjes zijn de voornaamste factoren die de mobiliteit van PCB's op baggerspeciedepots beperken (Gambrell et al. 1978). In fijne sedimenten ($< 74 \mu\text{m}$) zijn dan ook hogere gehalten (117 mg.kg^{-1}) gevonden dan in grovere sedimenten ($> 74 \mu\text{m}$; $1-4 \text{ mg.kg}^{-1}$) (IARC 1978).

Ook op baggerspeciedepots zullen de PCB's vermoedelijk weinig mobiel zijn. Het organische stofgehalte bedraagt gemiddeld 6,83% en het percentage bodemdeeltjes dat kleiner is dan $63 \mu\text{m}$ is gemiddeld 45,93% (zie bijlage 1). Van de vier Aroclors zal Aroclor 1260 mogelijk de laagste en Aroclor 1242 de hoogste mobiliteit vertonen in de bodem.

In de bodem kunnen PCB's worden afgebroken door micro-organismen (Pal et al. 1980).

4.5.3 Planten

Een literatuuroverzicht over het gedrag van PCB's in bodems en planten wordt gegeven door Pal et al. (1980).

Uit metingen is gebleken dat de opname en het transport van PCB's door planten overwegend gering is. Accumulatie is in planten dan ook relatief weinig waargenomen, althans in vergelijking met de zeer sterke accumulatie en bioconcentratie in aquatische organismen, vogels en vogeieren. Een van de hoogste waargenomen gehalten in planten betrof een waarde van 16 mg.kg^{-1} in peentjes bij een bodemgehalte van $100 \text{ mg Aroclor 1254 kg}^{-1}$. De geringe opname kan mogelijk verklaard worden uit een slechte biologische beschikbaarheid en de slechte oplosbaarheid in water. Eenmaal opgenomen in de plant moet echter voor de hooggechlorreerde PCB's, gezien hun sterk lipofiele karakter en hun slechte afbreekbaarheid, rekening worden gehouden met een mogelijk relatief sterke toename van PCB-gehalten in de vette plantenweefsels zoals zaden (Pal et al. 1980).

Toxische effecten van PCB's op planten zijn onder andere, remming van de wateropname, groeiremming, bladvervorming, verbleken van de bladeren (Pal et al. 1980, Weber et al. 1981). Bij PCB-bodemgehalten van minder dan 5 mg.kg^{-1} , zoals ook op baggerspeciedepots overwegend het geval is (zie tabel 34), zijn voor planten echter geen schadelijke effec-

ten te verwachten (Pal et al. 1980).

Een overzicht van uit de literatuur verzamelde bioconcentratiefactoren wordt gegeven door Pal et al. (1980). In alle gevallen was de concentratiefactor kleiner dan 1, met een maximum van 0,96. Het PCB-gehalte in planten(delen) was dus altijd lager dan het gehalte in de bodem. In sommige gevallen kon zelfs helemaal géén opname vastgesteld worden (CF=0). Een gemiddelde concentratiefactor voor PCB's in hogere planten wordt door Pal et al. (1980) niet vermeld, maar aan de hand van hun overzicht en van aanvullende gegevens van het IARC (1978) en van Weber et al. (1981) kan op basis van ongeveer 30 concentratiefactoren een gemiddelde factor van 0,13 berekend worden. Deze concentratiefactoren hebben vooral betrekking op Aroclor 1254 en een onderscheid tussen de vier Aroclors is op basis van de ter beschikking staande gegevens niet te maken.

Opmerkelijk is overigens het enorme verschil in bioconcentratie tussen landplanten en waterplanten. Voor mariene plantaardige organismen zijn de gangbare concentratiefactoren geschat in de orde van 10.000 tot 1.000.000! (Pal et al. 1980).

Met het oog op een risico-analyse van PCB's op baggerspeciedepots zal op grond van bovenstaande uitgegaan worden van een hoge gemiddelde concentratiefactor van 0,3 voor elk van de vier Aroclors. Voor de vegetatie van baggerspeciedepots worden de te verwachten gehalten dan als vermeld in onderstaande tabel.

Tabel 35. Geschatte gemiddelde PCB-gehalten in de vegetatie van baggerspeciedepots.

Aroclor 1242	gem. 0,17 mg.kg ⁻¹
Aroclor 1248	gem. 0,16 mg.kg ⁻¹
Aroclor 1254	gem. 0,19 mg.kg ⁻¹
Aroclor 1260	gem. 0,14 mg.kg ⁻¹

4.5.4 Micro-organismen en schimmels

In de bodem kunnen PCB's zowel een groeiremmende als een groeibevorderende werking hebben op micro-organismen en schimmels. Remming van de populatiegroei van micro-organismen trad op bij gehalten van 0,1 mg.kg⁻¹. Hierbij kon tevens een remming van de RNA-synthese worden vastgesteld.

Het erfelijkheidsmateriaal RNA en DNA is essentieel voor de synthese van lichaamseiwitten. Bij hogere concentraties van $10-100 \text{ mg.kg}^{-1}$ Aroclor 1254 werd bij mariene micro-organismen de vorming van beide macromoleculen (RNA en DNA) geremd (Rup Lal & Saxena 1980).

De afbraak van PCB's door bacteriën, schimmels en actinomyceten wordt uitvoerig besproken door Pal et al. (1980). Zij stellen dat de soortensamenstelling en de activiteit van de bodemmicroflora de enige belangrijke factor is bij de biologische afbraak en daardoor ook de persistentie van PCB's in de bodems. Populatiegroei van soorten micro-organismen die in staat zijn om PCB's af te breken is onder andere waargenomen onder invloed van gehalten van $0,01-0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ Aroclor 1242. De afbraak verloopt over het algemeen echter relatief langzaam en vindt voornamelijk plaats door de activiteit van aëroob levende micro-organismen. Gezien het ontbreken van dehalogenerende eigenschappen bij de meeste micro-organismen zullen de hoog gechloreerde PCB's (c.q. de Aroclors) langzamer afgebroken en gemetaboliseerd worden dan de PCB's met een lager chloorpercentage. De belangrijkste metaboliëten (afbraakprodukten) zijn fenolen en aanverwante verbindingen (Pal et al. 1980).

Groeiremming en groeibevordering is dus waargenomen onder invloed van PCB-gehalten die enigszins vergelijkbaar zijn met de gehalten van baggerspeciedepots. Voor baggerspeciedepots zal de aanwezigheid van PCB's mogelijk kunnen leiden tot de ontwikkeling van een aangepaste microflora die, mits er voldoende zuurstof in de bodem aanwezig is, een mogelijke rol zal kunnen spelen in de biologische afbraak van PCB's.

4.5.5 Ongewervelde dieren

In 1973 stelde Thompson (1973) dat er op dat moment nog géén onderzoek gedaan was naar het gedrag van PCB's in bodemvertebraten. Nu, ruim 10 jaar later heeft het er alle schijn van dat daar nog weinig verandering in is gekomen. Met betrekking tot opname, bioconcentratie en toxisch effect van PCB's in de ongewervelde terrestrische fauna-elementen zijn vrijwel géén bruikbare gegevens beschikbaar. De enige beschikbare gegevens hebben betrekking op enkele metingen van PCB-gehalten in regenwormen.

Regenwormen, gemonsterd in de Volgermeerpolder bleken PCB-gehalten (totaal) te bevatten van $< 0,2-1,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ (vers gewicht). Bijbehorende bodemgehalten werden echter niet gemeten (Prins 1982). Andere meetgege-

vens hebben betrekking op regenwormen afkomstig van boomgaarden, weilanden en uiterwaarden van de Rijn in het Betuwe-gebied (W. Ma pers. med.). De gemiddelde gehalten in het vetweefsel en in de hele worm (berekend op vers gewicht) zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 36. Totale PCB-gehalten (mg.kg^{-1}) in regenwormen (naar W. Ma pers. med.).

	vetweefsel	hele worm (vers gewicht)
boomgaarden	gem. 8,2	gem. 0,091
weilanden	gem. 5,0	gem. 0,100
uiterwaarden	gem. 21,5	gem. 0,225

In de tabel is te zien dat de wormen van uiterwaarden duidelijk hogere PCB-gehalten bevatten dan de overige wormen. Ook blijkt dat PCB's zich, met name in het vetweefsel ophopen. Exacte gegevens over PCB-gehalten in het bijbehorende bodemmateriaal waren niet beschikbaar maar deze gehalten lagen in de buurt van de detectiegrens ($\pm 0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nauwkeurige bioconcentratiefactoren kunnen derhalve niet berekend worden. Concentratiefactoren van 10-100 lijken echter niet onwaarschijnlijk.

De leemte in het milieubiologische onderzoek aan PCB's in de terrestrische fauna staat in een duidelijk contrast met de gegevens over metingen die verricht zijn aan aquatische organismen. Voor zoetwaterkreeftjes en aquatische insekten worden door Gooch & Hamdy (1983) bioconcentratiefactoren tot waarden van 48.000 genoemd, hetgeen nogmaals het sterke potentieel van PCB's voor bioaccumulatie benadrukt.

Een belangrijk verschil tussen aquatische en terrestrische evertibraten is de hogere blootstellingsintensiteit waaraan de aquatische organismen onderhevig zijn. Dit komt doordat aquatische dieren, behalve via het voedsel, voortdurend verontreiniging kunnen opnemen via de huid en de ademhalingsorganen. In de bodem levende evertibraten, zoals regenwormen, kunnen ook via de huid stoffen opnemen, maar de blootstellingsintensiteit is hierbij afhankelijk van de opgeloste, vloeibare fractie in de bodem, die uiteraard veel kleiner is dan in het aquatische milieu. Voor de meeste terrestrische dieren zal de opname via de huid echter nihil zijn. Het is daarom niet juist om gegevens over bioconcentratie in aquatische organismen te hanteren om een schatting te maken van de

bioconcentratie in terrestrische evertebraten. Een nauwkeurige voorspelling van gemiddelde PCB-gehalten in ongewervelde dieren van baggerspeciedepots kan derhalve niet gemaakt worden. Op grond van mogelijke bioconcentratiefactoren van 10-100, behoren gehalten van meer dan 5 mg.kg^{-1} in regenwormen voor elk van de vier Aroclors tot de mogelijkheid.

4.5.6 Gewervelde dieren

4.5.6.1 Inleiding

PCB's worden gemakkelijk opgenomen uit de darm, en hopen zich vooral op in vette weefsels, hetgeen onder andere is vastgesteld bij vogels en zeehonden (IARC 1978).

Bij diverse zoogdiersoorten (o.a. muizen, ratten, konijnen, nertsen, fretten, apen en mensen) is transport van PCB's via de placenta en de moedermelk aangetoond (Bleavins & Aulerich 1983).

PCB's kunnen gemetaboliseerd worden in het lichaam. Het merendeel van de geïdentificeerde metaboliëten betrof fenolen en aanverwante verbindingen (IARC 1978). De laag gechlloreerde PCB's worden sneller afgebroken dan de PCB's met een hoog chloorpercentage (Klein & Weisgerber 1976). Bleavins & Aulerich (1983) wijzen er op dat de mengsels van hoog gechlloreerde PCB's relatief meer zeer giftige bijprodukten (o.a. dibenzofuranen en dioxinen) bevatten, die voor een deel verantwoordelijk kunnen zijn voor het toxisch effect. Eén van de waargenomen effecten betreft een remming van het immuunsysteem (Bleavins & Aulerich 1983). Het doelwitorgaan van PCB-intoxicatie wordt bij knaagdieren gevormd door de lever (Kimbrough 1981).

De excretie van PCB's verloopt voornamelijk via de gal en het maag-darmkanaal (IARC 1978).

4.5.6.2 Konijnen

Door het IARC (1978) worden twee onderzoeken vermeld naar de toxiciteit van Aroclors in konijnen. Na orale toedieningen van 300 mg Aroclor 1242 of Aroclor 1254 werden afwijkingen aan de lever en aan de baarmoeder (alleen bij Aroclor 1254) vastgesteld. Foetotoxische effecten werden waargenomen na orale toedieningen van 12,5-50 $\text{mg.kg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$ Aroclor 1254 gedurende 28 dagen tijdens de dracht. De foetotoxische effecten be-

troffen gevallen van abortus en doodgeboren konijnen. Ook werd sterfte onder de moederdieren waargenomen.

Uitgaande van een schadelijke dosis van $12,5 \text{ mg.kglg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$ Aroclor 1254 kan het risico voor konijnen van baggerspeciedepots als volgt berekend worden.

- stel $12,5 \text{ mg.kglg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$ Aroclor 1254 is foetotoxisch voor konijnen (1)
- stel konijnen eten gemiddeld 250 g vers voedsel per dag (2)
- stel het vochtpercentage in plantaardig voedsel is gemiddeld 75% (3)
- dan eten konijnen 62,5 g droog voedsel per dag
- stel de vegetatie bevat gemiddeld $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ Aroclor 1254 (4)
- dan is de opname $0,0119 \text{ mg.konijn}^{-1}.\text{dg}^{-1}$
- stel konijnen wegen gemiddeld 1,5 kg (2)
- dan komt de opname overeen met $0,0079 \text{ mg.kglg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$
Aroclor 1254

(1) IARC (1978)

(2) zie 2.5-17

(3) zie 2.5-15

(4) zie 4.5.3.

- Uit de berekening blijkt dat de geschatte opname beduidend lager ligt dan de schadelijke dosis. Bij deze analyse dienen echter enkele kanttekeningen geplaatst te worden. Uit de literatuurgegevens blijkt niet duidelijk of de schadelijke dosis van $12,5 \text{ mg.kglg}^{-1}.\text{dg}^{-1}$ Aroclor 1254 betrekking heeft op de minimale toxische dosis. Voor nertsen is bijvoorbeeld een véél lagere toxische dosis vastgesteld (RIN jaarverslag 1983; zie ook 4.5.6.6). Verder is er op baggerspeciedepots sprake van een chronische belasting, waardoor zich op den duur, gezien het sterke bioconcentratie-potentieel, wellicht hoge gehalten in de weefsels kunnen ophopen en toxische effecten pas na een langere periode zichtbaar worden.

4.5.6.3 Muizen

Bosspitsmuizen gemonsterd in de Volgermeerpolder bleken PCB-gehalten te bevatten van gemiddeld $2,51 (0,23-5,10) \text{ mg.kg}^{-1}$ (vers gewicht). Regenwormen die tot hun potentiële voedsel behoren, vertoonden gehalten tot

maximaal $1,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ (vers gewicht) (Prins 1982).

Met betrekking tot de toxiciteit van PCB's in muizen zijn gegevens beschikbaar over Aroclor 1242 en Aroclor 1254. Deze onderzoeksresultaten zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 37. Toxiciteit van PCB's in muizen na orale opname.

Dosis	Blootstel- lingsduur	Effect	Referentie
300 mg.kg^{-1} (Aroclor 1254)	6 mnd.	sterfte (26/50) levertumor (1/24)	IARC (1978)
300 mg.kg^{-1} (Aroclor 1254)	11 mnd.	sterfte (28/50) levertumor (9/22)	IARC (1978)
		bep.leverafwijking (22/22)	IARC (1978)
2000 mg.kg^{-1} (Aroclor 1254)	acuut	LD_{50}	IARC (1978)
167 mg.kg^{-1} (Aroclor 1242)	6 weken	afname immuunrespons	Loose <u>et al.</u> (1979)

Op basis van de in de tabel genoemde LD_{50} -waarde van 2000 mg.kg^{-1} (Aroclor 1254) mag een minimale schadelijke dosis gehanteerd worden van ongeveer 2 mg.kg^{-1} (Aroclor 1254) voor een chronische blootstelling (zie 2.5-12). Deze dosis zal door herbivore muizen van baggerspeciedepots niet snel bereikt worden. Indien een muis bijvoorbeeld 20 gram weegt zal, rekening houdend met een gemiddeld Aroclor 1254 gehalte van $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ in de vegetatie (zie 4.5.3), de dagelijkse voedselopname meer dan 40 maal het eigen lichaamsgewicht moeten bedragen om de schadelijke dosis te bereiken.

Gezien de mogelijk zeer sterke bioaccumulatie van PCB's in ongewervelde dieren zal voor insektivore muizen echter met een verhoogd risico rekening gehouden moeten worden.

4.5.6.4 Ratten

Relatief veel gegevens zijn beschikbaar over de toxiciteit van PCB's in ratten (IARC 1978, Collins et al. 1979, Kimbrough 1981, Carter 1983). De laagste dosis waarbij reeds na 4 dagen schadelijke effecten (leverafwijkingen) zijn vastgesteld betrof gehalten van 20 mg.kg^{-1} Aroclor 1254 in het voedsel (Carter 1983). Zeer jonge ratten zijn het meest gevoelig voor PCB's. Een lethale dosis (LD_{50}) van 1300 mg.kg^{-1} Aroclor 1254 of

Aroclor 1260 is vastgesteld voor deze dieren terwijl voor volwassen ratten waarden tot $10.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ zijn geconstateerd (IARC 1978).

Voor de omnivore ratten van de baggerspeciedepots zijn echter te weinig gegevens beschikbaar om een enigszins redelijke schatting te maken van de PCB-opname via het voedsel. Een risico-evaluatie voor ratten is derhalve niet mogelijk.

4.5.6.5 Vogels

Bij roofvogels zijn PCB's aangetroffen in hersenen, hart, nier, lever, spieren en vetweefsels in gehalten van $1-19 \text{ mg.kg}^{-1}$ (vers gewicht). In een vergelijkend onderzoek naar het PCB-gehalte in de eieren van verschillende vogelsoorten werden de hoogste gehalten (tot 74 mg.kg^{-1}) gemeten bij vogelsoorten die zich voornamelijk met aquatische organismen voeden (IARC 1978).

In het Betuwe-gebied zijn in de periode 1972-1978 verhoogde totale PCB-gehalten gemeten in de eieren van steenuilen, waarvan nestplaatsen in of nabij de uiterwaarden gelegen waren. Het PCB-gehalte, gemeten in 19 eieren, was gemiddeld $1,58 \text{ mg.kg}^{-1}$ (vers gewicht) met minima en maxima van respectievelijk $0,4$ en $4,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (P. Fuchs pers. med.). Een belangrijk voedselbestanddeel van steenuilen wordt gevormd door regenwormen. Indien nu de PCB-gehalten in steenuileneieren (gem. $1,58 \text{ mg.kg}^{-1}$) en in regenwormen (gem. $0,225 \text{ mg.kg}^{-1}$, zie 4.5.5), afkomstig van dezelfde terreinen, met elkaar vergeleken worden, dan blijkt daaruit dat de gehalten in de eieren ruim 7 maal zo hoog zijn als in de regenwormen.

In natuurlijke vogelpopulaties zijn vogels waargenomen die een verstoord broedgedrag vertoonden. De eieren, waarvan de eischaal sterk verzwakt was, bleken verhoogde gehalten aan PCB's en andere organochloorverbindingen te bevatten. Experimenteel is een eischaalverdunnend effect vastgesteld van PCB's (Stickel 1973). Bij kippen werd een verstoord broedgedrag en embryonale afwijkingen van de kuikens waargenomen, na het voeren van voedsel dat 20 mg.kg^{-1} Aroclor 1242, 1248 of 1254 bevatte (IARC 1978). Duiven vertoonden een verstoord broedgedrag bij gehalten van 10 mg.kg^{-1} Aroclor 1254 (Heinz *et al.* 1980), hetgeen ruim 50 maal zo hoog is als het geschatte gehalte in de vegetatie, waarvan duiven vooral de zaden eten.

4.5.6.6 Carnivore zoogdieren

Een onderzoek naar de toxiciteit van PCB's in de Amerikaanse nerts (Mustela vison) en het fret (Mustela putorius furo) werd in Amerika gestart nadat op commerciële fokkerijen gebleken was dat de voortplanting van nertsen ernstig gestoord was na consumptie van met PCB's verontreinigde vis. De onderzoekresultaten zijn beschreven door Ringer et al. (1981) en enkele hiervan zijn samengevat in onderstaande tabel.

Tabel 38. Mortaliteit en reproductie van nertsen en fretten na opname van Aroclor 1242 en Aroclor 1254 in het voedsel.

Soort	Dosis	Blootstel- lingsduur	Effect
Nerts	8,6 mg.kg ⁻¹ (A.1242)	acuut	LD ₅₀
	5 mg.kg ⁻¹ (A.1242)	8 mnd.	géén reproductie mogelijk
	20 mg.kg ⁻¹ (A.1242)	8 mnd.	100% sterfte onder adulten
	6,65 mg.kg ⁻¹ (A.1254)	acuut	LD ₅₀
	2 mg.kg ⁻¹ (A.1254)	8 mnd.	remming van de reproductie
	5 mg.kg ⁻¹ (A.1254)	8 mnd.	géén reproductie mogelijk
Fret	20 mg.kg ⁻¹ (A.1242)	8 mnd.	géén sterfte onder adulten, echter géén reproductie mogelijk

Uit de gegevens van de tabel blijkt een zeer hoge toxiciteit van nertsen voor Aroclor 1242 en Aroclor 1254. De gevoeligheid van fretten is lager (Ringer et al. 1981). Voor een risico-analyse van PCB's op baggerspeciedepots is met name het gehalte van 2 mg.kg⁻¹ (Aroclor 1254) in het voedsel van belang, waarbij een remming van de reproductie van nertsen is geconstateerd. Uit een vervolgonderzoek uitgevoerd door het RIN is echter gebleken dat een significante remming van de voortplanting reeds bij veel lagere PCB-gehalten in het voedsel optreedt. Een vermindering van de reproductie met meer dan 50% werd vastgesteld bij nertsen die gedurende 400 dagen gevoerd werden met voedsel dat een zeer laag gehalte van gemiddeld 0,025 mg.kg⁻¹ Clophen A60 (komt vrijwel overeen met Aroclor 1260) bevatte (RIN jaarverslag 1983).

Bij een risico-analyse van PCB's voor carnivore zoogdieren van baggerspeciedepots met behulp van bovenstaande gegevens, rijzen enkele problemen. Het fret en de nerts zijn nauw verwant aan de wezel (Mustela

nivalis), de hermelijn (Mustela erminea) en de bunzing (Mustela putorius), die op of in de nabijheid van baggerspeciedepots gesignaleerd zijn (zie bijlage 2b). Het is echter de vraag of de verzamelde toxiciteitsgegevens ook voor deze soorten gehanteerd mogen worden. Het fret blijkt bijvoorbeeld veel minder gevoelig te zijn dan nertsen. Ook zijn de beschikbare gegevens beperkt voor een nauwkeurige voorspelling van de PCB-gehalten in het voedsel van deze diersoorten. Gezien hun voedselpakket, waaronder regenwormen (zie 4.5.5) en muizen (zie 4.5.6.3) lijkt een zeer laag gemiddeld gehalte van $0,025 \text{ mg.kg}^{-1}$ echter gemakkelijk overschreden te kunnen worden. Er dient derhalve gewezen te worden op een verhoogd risico van de PCB-belasting voor wezels, hermelijn en bunzings van baggerspeciedepots.

4.5.7 Samenvatting

PCB's lijken beperkt opgenomen te worden door planten en sterk te kunnen accumuleren in dieren. Bruikbare gegevens hebben vooral betrekking op Aroclor 1254, en waren beschikbaar voor planten, micro-organismen, regenwormen (zeer beperkt), konijnen (beperkt), muizen, vogels en carnivore zoogdieren.

Voor de vegetatie zijn PCB-gehalten geschat van $0,14 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Aroclor 1260) tot $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Aroclor 1254). Door groeiremming en groeibevordering kunnen PCB's mogelijk van invloed zijn op de soortensamenstelling van de microflora. Regenwormen bevatten mogelijk meer dan 5 mg.kg^{-1} . Voor konijnen is de te verwachten opname van Aroclor 1254 ruim 1500 maal zo laag als de dosis waarbij foetotoxische effecten zijn waargenomen. Het is echter niet zeker of dit de minimale toxische dosis betreft. De te verwachten opname van Aroclor 1254 door herbivore muizen is ruim 40 maal zo laag als de minimale toxische dosis. Voor insektivore muizen dient rekening te worden gehouden met een verhoogd risico. Een nauwkeurige risico-analyse is echter niet mogelijk. De opname van Aroclor 1254 door duiven is vermoedelijk ruim 50 maal lager dan de toxische dosis. Gezien de zeer hoge foetotoxiciteit van PCB's voor de Amerikaanse nerts moet rekening worden gehouden met een sterk verhoogd risico voor nauw verwante soorten als de wezel, de hermelijn en de bunzing.

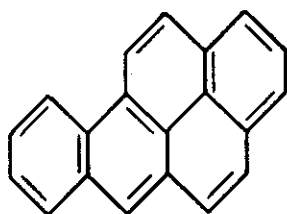
5 POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOOLWATERSTOFFEN (PAK's)

5.1 Inleiding

In het Rotterdamse havenslib zijn verhoogde gehalten gemeten van zes verschillende PAK's. Deze stoffen zijn: fluorantheen, 3,4-benzofluorantheen, 11,12-benzofluorantheen, 3,4-benzopyreen, 11,12-benzoperyleen en 4,5,6-indenopyreen. In het onderhavige rapport worden deze zes PAK's, vanwege de beperkte specifieke gegevens, gezamenlijk besproken.

Een literatuuroverzicht van PAK's in het Nederlandse milieu wordt gegeven door Verhoeve & Compaan (1980). In twee recente overzichtsaftikelen worden PAK's in het terrestrische milieu (Edwards 1983) en in plant-bodem systemen (Sims & Overcash 1983) besproken. Een onlangs verschenen literatuuroverzicht van Van Gestel (1984) kon niet meer in deze studie verwerkt worden.

PAK's zijn ringsystemen, opgebouwd uit drie of meer benzeen-ringen, die uitsluitend koolstof- of waterstofatomen bevatten. De structuurformule van 3,4-benzopyreen is weergegeven in figuur 17. Er zijn enkele honderden verschillende PAK's bekend (Verhoeve & Compaan 1980).



Figuur 17. 3,4-Benzopyreen.

Als gevolg van bosbranden, vulkanische uitbarstingen e.d. en door synthese in planten en bacteriën, komen PAK's van nature voor in het milieu. Meer dan 90% van de in het milieu aanwezige PAK's is echter van antropogene oorsprong. De belangrijkste vervuilingsbron is de verbranding van fossiele brandstof, waardoor het transport via de lucht (als damp of aerosol) de belangrijkste vervuilingsroute is (Edwards 1983).

Gezien de grote invloed van de luchtverontreiniging op het gehalte aan PAK's in planten zal dit vermoedelijk ook op de baggerspeciedepots in het Rijnmondgebied een rol kunnen spelen. In deze studie wordt dit aspect echter buiten beschouwing gelaten.

Milieubiologisch onderzoek aan PAK's betreft voornamelijk onderzoek naar het gedrag in bodem, planten, micro-organismen en aquatische organismen. Over de terrestrische fauna zijn relatief weinig gegevens bekend. Naar enkele tientallen verschillende PAK's zijn in het milieu metingen verricht. De meeste meetgegevens hebben betrekking op 3,4-benzopyreen, dat ongeveer 1-10% van de totale hoeveelheid PAK's in het milieu uitmaakt (Edwards 1983, Sims & Overcash 1983).

Onderzoek heeft aangetoond dat vrijwel alle organismen in staat zijn om PAK's uit het milieu op te nemen en te metaboliseren (Verhoeve & Compaan 1980), en er zijn duidelijke aanwijzingen dat de stoffen geaccumuleerd kunnen worden in voedselketens (Edwards 1983).

Over de biologische activiteit van PAK's is weinig bekend. Belangrijk zijn echter de carcinogene, mutagene en teratogene eigenschappen van een aantal PAK's (Clar 1952, IARC 1972, Sims & Overcash 1983).

In de lucht en de bodem kunnen PAK's door (photo)chemische reacties en door micro-organismen worden afgebroken (Sims & Overcash 1983).

5.2 Bodem

In onderstaande tabel zijn de gehalten vermeld van enkele PAK's die zijn aangetroffen in de klasse 3 baggerspecie van het Rotterdamse havengebied (Monstercampagne 1981).

Tabel 39. Gehalten van PAK's in Rotterdams havenslib (klasse 3).

fluorantheen	gem. 1,53 (0,05 - 3,30) mg.kg ⁻¹
3,4-benzofluorantheen	gem. 1,34 (0,05 - 4,30) mg.kg ⁻¹
11,12-benzofluorantheen	gem. 0,36 (0,05 - 1,30) mg.kg ⁻¹
3,4-benzopyreen	gem. 0,56 (0,05 - 1,80) mg.kg ⁻¹
11,12-benzoperyleen	gem. 0,37 (0,05 - 3,10) mg.kg ⁻¹
4,5,6-indenopyreen	gem. 1,65 (0,05 - 14,6) mg.kg ⁻¹

Natuurlijke achtergrondgehalten van PAK's in de bodem liggen doorgaans tussen 0,001 en 0,01 mg.kg⁻¹. Van 3,4-benzopyreen zijn typische achter-

grondgehalten gemeten van 0,001-0,003 mg.kg⁻¹ (Edwards 1983). Uitgaande van een maximaal achtergrondgehalte van 0,01 mg.kg⁻¹ zijn de gehalten op de baggerspeciedepots dan tenminste 36 (voor 11,12-benzofluorantheen) tot 165 (voor 4,5,6-indenopyreen) maal zo hoog als onder schone omstandigheden. De mate van verontreiniging met 3,4-benzopyreen komt overeen met gehalten die ook in andere gecontamineerde terreinen gevonden zijn. De typische gehalten voor dergelijke situaties varieerden tussen 0,1-1 mg.kg⁻¹ met maxima van minder dan 10 mg.kg⁻¹ (Edwards 1983).

PAK's zijn zeer stabiel in slibbodems. Zij zijn slecht oplosbaar in water en hechten zich sterk aan de slibdeeltjes. PAK's kunnen uit het bodemmateriaal verdwijnen door uitspoeling, verdamping, photochemische afbraak, hydrolyse, oxidatie en microbiële afbraak. Van deze potentiële verwijderingsmechanismen wordt echter alleen de microbiële afbraak als een mogelijk belangrijk mechanisme beschouwd (Sims & Overcash 1983).

5.3 Planten

Een overzicht van het gedrag van PAK's in planten wordt gegeven door Edwards (1983) en Sims & Overcash (1983).

Er zijn sterke aanwijzingen dat PAK's in zeer kleine hoeveelheden gesynthetiseerd kunnen worden door planten en algen. Sommige onderzoekers zijn echter van mening dat deze aanwezigheid op verontreinigingen berust (Sims & Overcash 1983). Deze 'natuurlijke' achtergrondgehalten variëren doorgaans tussen 0,01 en 0,02 mg.kg⁻¹ (Edwards 1983).

Over het algemeen worden PAK's vrij slecht uit de bodem opgenomen. 3,4-Benzofluorantheen werd sterker opgenomen dan 3,4-benzopyreen (Sims & Overcash 1983). De opnamesnelheid en de transportsnelheid in de planten zijn onder andere afhankelijk van het gehalte aan PAK's, de plantensoort, de aard van het substraat, de oplosbaarheid van de PAK's en het molecuulgewicht van de PAK's. De invloed van deze factoren is niet precies bekend. De opname van PAK's lijkt sneller te verlopen naarmate de oplosbaarheid toeneemt en het molecuulgewicht afneemt (Edwards 1983).

Verder kan de wortel kunnen PAK's getransporteerd worden naar de andere plantendelen. PAK's zijn vrijwel onoplosbaar in water en goed oplosbaar in olieën. Hierdoor bestaat de mogelijkheid dat relatief hoge gehalten aangetroffen kunnen worden in olierijke zaden. Dit is echter niet door

waarnemingen bevestigd. De hoogste gehalten worden wel overwegend in de bovengrondse plantendelen gemeten. Dit wordt echter vooral verklaard uit de depositie van PAK's uit de lucht op de bladeren. Planten met een groot bladoppervlak hebben dan ook meestal een hoger gehalte aan PAK's.

3,4-Benzopyreen en andere PAK's blijken een groeistimulerende werking te hebben op planten en algen (Edwards 1983). Experimenten hebben gewezen op een direct verband tussen deze groeibevorderende eigenschappen en de carcinogeniteit in dieren (Compaan & Verhoeve 1980). Bij hoge bodemgehalten van $6,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ 3,4-benzofluorantheen werd de groei van planten geremd (Sims & Overcash 1983).

Uit metingen is gebleken dat het totale gehalte aan PAK's (meestal de som van 5-20 verschillende PAK's) in de vegetatie van gecontamineerde terreinen doorgaans varieert tussen $0,02$ en 1 mg.kg^{-1} . Het gehalte aan 3,4-benzopyreen ligt meestal tussen $0,001$ en $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Edwards 1983). Er zijn slechts zeer weinig onderzoeken verricht waarbij zowel het gehalte in de bodem als in de planten(delen) is gemeten. Bij uien, bieten en tomaten (gehalten gemeten in de schil) varieerde de concentratiefactor (CF) (gehalte in de schil/gehalte in de bodem) tussen $0,0001$ en $0,33$ voor 3,4-benzopyreen en tussen $0,001$ en $0,183$ voor de som van 17 PAK's. Echter, tijdens laboratoriumexperimenten werden in planten gehalten bereikt die hoger waren dan in de bodem ($CF > 1$) (Edwards 1983).

De beschikbare gegevens voor het schatten van PAK-gehalten in de vegetatie van baggerspeciedepots zijn zeer beperkt. Bij gebrek aan specifieke gegevens over de verschillende PAK's zal worden uitgegaan van een gemiddelde concentratiefactor van $0,3$ voor elk van de PAK's. Voor planten van baggerspeciedepots worden de te verwachten gehalten dan als vermeld in onderstaande tabel.

Tabel 40. Geschatte gemiddelde PAK-gehalten in de vegetatie van baggerspeciedepots.

fluorantheen	$0,46 \text{ mg.kg}^{-1}$
3,4-benzofluorantheen	$0,40 \text{ mg.kg}^{-1}$
11,12-benzofluorantheen	$0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$
3,4-benzopyreen	$0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$
11,12-benzoperyleen	$0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$
4,5,6-indenopyreen	$0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$

5.4 Micro-organismen en schimmels

PAK's kunnen worden gesynthetiseerd door sommige micro-organismen en schimmels (Edwards 1983). Ook is microbiële afbraak van PAK's vastgesteld. Een uitvoerige beschrijving hiervan wordt gegeven door Sims & Overcash (1983). De afbraaksnelheid is afhankelijk van talloze biologische en fysisch-chemische eigenschappen van de bodemmicroflora, het bodemmateriaal en de betreffende stof(fen), waaronder de samenstelling van de microflora, temperatuur, pH, aanwezigheid van zuurstof, vochtigheid en het PAK-gehalte. In slibsedimenten, verontreinigd met $44,5 \text{ mg. kg}^{-1}$ benzofluorantheen werd een afbraakpercentage van 2% per week gemeten. De afbraak van 3,4-benzopyreen bedroeg 0,84% per week bij een beginconcentratie van $17,9 \text{ mg. kg}^{-1}$. Na 3 maanden werd een afbraakpercentage gemeten van 71% in bodems die aanvankelijk 545 mg. kg^{-1} 3,4-benzopyreen bevatten (Sims & Overcash 1983).

Bij hoge PAK-gehalten in de bodem kan een toename optreden van bacteriepopulaties die in staat zijn om PAK's af te breken. Van andere soorten micro-organismen wordt de groei echter geremd onder invloed van PAK's. Er zal zodoende een verschuiving van soorten plaats kunnen vinden (Edwards 1983).

Op grond van bovenstaande kan verwacht worden dat ook op baggerspeciedepots een microbiële afbraak van PAK's zal optreden. Het voordeel hiervan is echter twijfelachtig gezien het feit dat vele van de afbraakprodukten sterk carcinogene eigenschappen bezitten (Edwards 1983).

5.5 Ongewervelde dieren

Het meeste onderzoek betreffende ongewervelde dieren is gedaan aan aquatische organismen en slechts weinig informatie is beschikbaar over de ongewervelde terrestrische fauna. Verhoeve & Compaan (1980) vermelden dat bij regenwormen (Lumbricus terrestris) en slakken tumorvorming onder invloed van 3,4-benzopyreen is vastgesteld. Een snelle bioaccumulatie van fluorantheen en 3,4-benzopyreen is waargenomen bij oesters. Bioconcentratiefactoren van PAK's in watervlooien (Daphnia pulex) varieerden van 100 tot 10.000! (Sims & Overcash 1983).

Door Leversee et al. (1982) is de accumulatie en biotransformatie van 3,4-benzopyreen in muggen (Chironomus riparius) onderzocht. Muggen

kunnen gerekend worden tot de terrestrische insektenfauna, maar zij leggen hun eieren in het water waar zich ook de larven ontwikkelen. In een experiment werden muggenlarven gedurende 8 uur bewaard op een vochtige voedingsbodem met een 3,4-benzopyreengehalte van $0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$. Binnen één uur was 50% van de opgenomen hoeveelheid getransformeerd tot polaire verbindingen. De totale bioconcentratiefactor (inclusief metabolieten) werd berekend op 650. Op basis van een analyse van het gehalte aan 3,4-benzopyreen was de concentratiefactor 200.

Bovengenoemde concentratiefactoren zijn bijzonder hoog. Er dient derhalve rekening te worden gehouden met een mogelijk sterke bioconcentratie van PAK's in de ongewervelde fauna van baggerspeciedepots. Een nauwkeurige kwantitatieve voorspelling van de te verwachten gehalten in deze dieren is echter niet mogelijk.

5.6 Gewervelde dieren

5.6.1 Inleiding

Onderzoek naar het gedrag van PAK's in gewervelde dieren heeft zich voornamelijk gericht op studies naar de carcinogeniteit, mutageniteit en teratogeniteit van enkele PAK's (zie o.a. Pelkonen & Nebert 1982). Een overzicht voor de PAK's van baggerspeciedepots is gegeven in onderstaande tabel (Sims & Overcash 1983).

Tabel 41. Carcinogeniteit, mutageniteit en teratogeniteit van enkele PAK's (+: positief; -: onbekend; *: Harbison 1980).

	<u>Carcinogeniteit</u>	<u>Mutageniteit</u>	<u>Teratogeniteit</u>
fluorantheen	-	+	-
3,4-benzofluorantheen	+	-	-
11,12-benzofluorantheen	-	-	-
3,4-benzopyreen	+	+	+
11,12-benzoperyleen	-	-	-
4,5,6-indenopyreen	-	-	-

PAK's worden vrij slecht opgenomen uit de darm. Na absorptie en transport in het lichaam kunnen de PAK's in de lever worden afgebroken waarbij giftige metabolieten (o.a. epoxides en fenolen) gevormd worden die verantwoordelijk zijn voor de carcinogene werking (Sims & Overcash 1983).

Van 3,4-benzopyreen is bekend dat de metaboliëten zich binden aan het erfelijkheidsmateriaal, hetgeen kan leiden tot tumorvorming. Het 3,4-benzopyreen is dus zelf niet carcinogeen (Weisburger & Williams 1980).

De excretie van PAK's vindt voornamelijk plaats via het gal-lever en het maag-darm systeem (Sims & Overcash 1983).

5.6.2 Amfibieën

Tumorontwikkeling werd waargenomen in watersalamanders (Triturus cristatus) na eenmalige injecties van 0,02 mg 3,4-benzopyreen (IARC 1972). Tumorvorming onder invloed van 3,4-benzopyreen werd ook waargenomen bij de klauwpad (Xenopus laevis) (Sims & Overcash 1983). Een risico-evaluatie is niet mogelijk.

5.6.3 Muizen

Met betrekking tot de evaluatie van mogelijke toxische effecten van PAK's op muizen van baggerspeciedepots, zijn bruikbare gegevens beschikbaar over fluorantheen, 3,4-benzofluorantheen en 3,4-benzopyreen.

Voor de acute orale LD_{50} van fluorantheen in muizen en ratten wordt door Sims & Overcash (1983) een waarde genoemd van 2000 mg.kg^{-1} . In het geval van een chronische blootstelling, zoals op de baggerspeciedepots, mag dan een schadelijke dosis van 2 mg.kg^{-1} gehanteerd worden (zie 2.5-12). Voor de vegetatie van baggerspeciedepots, het voedsel van de herbivore muizen, is het gehalte aan fluorantheen geschat op ongeveer $0,46 \text{ mg.kg}^{-1}$ (zie 5.3). De schadelijke dosis is dus ongeveer 4-5 maal zo hoog als de geschatte opname.

De chronische toxiciteitswaarde van 3,4-benzofluorantheen waarbij carcinogene effecten in 'dieren' te verwachten zijn, is 40 mg.kg^{-1} (Sims & Overcash 1983). Het gehalte aan 3,4-benzofluorantheen in de vegetatie van baggerspeciedepots is geschat op ongeveer $0,40 \text{ mg.kg}^{-1}$, waardoor het gehalte in het potentiële voedsel van herbivore muizen 100 maal lager is dan het schadelijke gehalte.

Enkele resultaten van het onderzoek naar het carcinogene effect van 3,4-benzopyreen in muizen, zijn samengevat in onderstaande tabel (IARC 1972).

Tabel 42. Carcinogeniteit van 3,4-benzopyreen in muizen na orale opname.

Dosis	Blootstellingswijze	Tumorfrequentie
0,012 mg.muis ⁻¹	éénmalige orale toediening	in 2/10 muizen
0,05 mg.muis ⁻¹	éénmalige orale toediening	in 0/9 muizen
0,2 mg.muis ⁻¹	éénmalige orale toediening	in 5/11 muizen
30 mg.kg ⁻¹	in het voedsel gedurende 110 dagen	géén
40- 45 mg.kg ⁻¹	in het voedsel gedurende 110 dagen	< 10%
50-250 mg.kg ⁻¹	in het voedsel gedurende 110 dagen	> 70%

Deze resultaten stemmen onderling redelijk met elkaar overeen, hoewel de schadelijke dosis bij een blootstelling via het voedsel hoger lijkt, na omrekening, dan de schadelijke dosis na een éénmalige toediening. Dit zou mogelijk het gevolg kunnen zijn van een verschil in absorptie. Verder worden door Sims & Overcash (1983) een overeenkomstige acute orale LD₅₀ van 50 mg.kg⁻¹ genoemd en een nogal afwijkende waarde van 0,002 mg.kg⁻¹ in het voedsel als schadelijke carcinogene dosis bij een chronische blootstelling. Een gehalte van 30 mg.kg⁻¹ in het voedsel gedurende 110 dagen bleek namelijk niet carcinogeen te zijn.

Voor een risico-analyse van de toxiciteit van 3,4-benzopyreen in herbivore muizen van baggerspeciedepots, kan deze tegenstrijdigheid in toxiciteitsgegevens tot sterk uiteenlopende voorspellingen leiden. Het gehalte van 3,4-benzopyreen in de vegetatie van baggerspeciedepots is geschat op ongeveer 0,17 mg.kg⁻¹. Dit gehalte is ruim 170 maal zo laag als de waarde van 30 mg.kg⁻¹, waarbij na chronische blootstelling géén carcinogenese kon worden vastgesteld. Echter, uitgaande van de carcinogene dosis van 0,002 mg.kg⁻¹ in het voedsel is de te verwachten opname 85 maal zo hoog als de schadelijke dosis. Een eenduidige uitspraak is op basis van deze gegevens dus niet mogelijk.

Het is eveneens niet mogelijk om een nauwkeurige risico-analyse te geven voor de toxiciteit van PAK's in insektivore muizen van baggerspeciedepots. Gezien de zeer sterke bioconcentratie van PAK's in ongewervelde dieren, het potentiële voedsel voor insektivore muizen, zal voor deze dieren echter met een verhoogd risico rekening gehouden moeten worden.

5.6.4 Vogels

Na toediening van intratracheale doses van 50-200 mg 3,4-benzopyreen aan een proefgroep van 35 eenden, werden veel sterfgevallen, 1 longtumor en 2 gevallen van aandoeningen aan de luchtwegen geconstateerd (IARC 1972). Een risico-analyse is niet mogelijk.

5.7 Samenvatting

Milieubiologische gegevens over PAK's zijn zeer beperkt beschikbaar en hebben voornamelijk betrekking op 3,4-benzopyreen. Voor de vegetatie zijn gehalten geschat van $0,11 \text{ mg.kg}^{-1}$ (11,12-benzofluorantheen en 11,12-benzoperyleen) tot $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ (4,5,6-indenopyreen). De geschatte opname door herbivore muizen is 4-5 maal lager dan de toxische dosis van fluorantheen en 100 maal lager dan de schadelijke dosis van 3,4-benzofluorantheen. Gegevens over de toxiciteit van 3,4-benzopyreen zijn zeer tegenstrijdig, en de geschatte opname door herbivore muizen varieert hierdoor van 170 maal lager tot 85 maal hoger dan de toxische dosis.

6 EINDEVALUATIE

'...the essence of wisdom is the ability to make the right decision from insufficient evidence.'

Nasr, 1982

6.1 Inleiding

In het bodemmateriaal van baggerspeciedepots zijn een aantal zware metalen, gechloreerde koolwaterstoffen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen in verhoogde gehalten aanwezig. In de voorgaande besprekingen is getracht aan te geven in welke mate deze verontreinigingen vanuit de bodem getransporteerd kunnen worden in voedselketens, en voor welke diersoorten of diergroepen mogelijke toxische effecten te verwachten zijn.

Hiertoe is de volgende werkwijze gehanteerd. Het oecosysteem 'bagger-speciedepot' is onderverdeeld in een aantal componenten die onderling met elkaar in verband staan via voedselketens (zie 2.3). De mate van het transport van verontreinigingen komt tot uitdrukking in de gehalten die, voorzover mogelijk, zijn geschat voor de betreffende oecosysteem-componenten. De kans op het optreden van eventuele toxische effecten is berekend door een vergelijking te maken tussen het te verwachten gehalte in het voedsel en de minimale toxische dosis voor het betreffende organisme. Gezien de complexiteit van factoren die ten grondslag ligt aan dergelijke risico-analyses zijn een aantal uitgangspunten geformuleerd die een sterke vereenvoudiging geven van de werkelijke situatie (zie 2.5).

Vanwege de uitgebreidheid van het bestudeerde onderwerp en de beperkte beschikbare tijd, is volledigheid in deze literatuurstudie niet nagestreefd. Er is gebruik gemaakt van een globale set van gegevens over de veldsituatie om een indruk te geven van de aanwezige of te verwachten flora en fauna. Verder zijn literatuurgegevens verzameld om voorspellingen te kunnen doen omtrent accumulatie en effect. Hierbij is gebleken dat de beschikbare informatie ontoereikend was om voor alle verontreinigingen en alle diergroepen duidelijke uitspraken te kunnen doen. Over het algemeen waren voor de zware metalen de meeste gegevens beschikbaar terwijl vrij weinig informatie aanwezig was over polycyclische aromatische koolwaterstoffen. In een vergelijking tussen de verschillende oecosysteem-componenten blijkt dat de bruikbare beschikbare informatie afneemt naarmate de organismen verder in de voedselketens staan. In

vrijwel alle gevallen was het mogelijk om het gehalte te schatten in de vegetatie, als voedselbron voor herbivore dieren. Binnen de groep van ongewervelde dieren, de voedselbron voor insektivore dieren, was relatief veel informatie beschikbaar over regenwormen. Aan het einde van de voedselketens staan de carnivore roofdieren zoals enkele zoogdieren (b.v. hermelijn, wezel, bunzing) en de roofvogels (b.v. torenvalk, buizerd, sperwer). Het mag duidelijk zijn dat een risico-analyse voor deze dieren niet eenvoudig is omdat - indien er al bruikbare toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn - het schatten van de gehalten in het voedsel (o.a. kleine zoogdieren) een toenemend aantal onzekerheden met zich meebrengt.

6.2 Evaluatie risicogroepen

In de hoofdstukken 3, 4 en 5 is voor een aantal verontreinigingen aangegeven of deze stoffen een verhoogd risico met zich meebrengen voor de microflora en enkele groepen van ongewervelde en gewervelde dieren. Voor de vegetatie en paddestoelen is slechts aangegeven welke gehalten op baggerspeciedepots te verwachten zijn. Bij paddestoelen is dit alleen gedaan voor Pb, Hg en Cd. Daaruit is gebleken dat paddestoelen een hoog potentieel hebben voor accumulatie van verontreinigingen c.q. zware metalen. Aan de mogelijke toxiciteit voor de vegetatie en paddestoelen kon géén aandacht besteed worden.

Van de meeste verontreinigingen waren gegevens beschikbaar om enigszins een indruk te krijgen van de mogelijke invloed op de microflora. Hieruit is gebleken dat voor een aantal verbindingen (o.a. Pb, As, Cu, Zn, HCB en PCB's) een zekere, wellicht lokale, remming van bodemmineralisatieprocessen (zie 2.4) niet uitgesloten kan worden. Dit hoeft echter niet te betekenen dat dit direct merkbaar zal zijn in de afbraaksnelheid van organisch materiaal op baggerspeciedepots. In de Broekpolder lijkt deze afbraak althans op het oog goed te verlopen (Peeters et al. 1983). Sommige soorten micro-organismen zullen geremd worden in hun activiteit, maar bij andere soorten hoeft dit niet het geval te zijn. Binnen de microflora bestaat een grote diversiteit aan soorten met verschillende eigenschappen en het is derhalve waarschijnlijk dat zich onder de heersende omstandigheden een aan-

tal specifieke soorten kan handhaven. Deze 'verschuiving' naar tolerantie soorten is onder meer geopperd voor Pb en PCB's. De vraag is echter wat de consequenties op lange termijn zullen zijn van een dergelijke 'verenging' van het biologisch afbraakpotentieel.

Gegevens over ongewervelde dieren hadden vrijwel uitsluitend betrekking op regenwormen, pissebedden en slakken. Door het nauwe contact van deze bodemfauna-organismen met de bodem en het strooiselmateriaal staan deze dieren aan relatief hoge omgevingsgehalten bloot. Voor regenwormen betekent dit een sterk verhoogd risico. Toxiciteitsgegevens over Hg en Cu en mogelijk ook Pb en Cd wijzen erop dat regenwormen de gemiddelde gehalten van deze metalen niet kunnen overleven. Voor pissebedden kan een zeker risico van Zn en in mindere mate Fe, niet worden uitgesloten.

Binnen de groep van gewervelde dieren is slechts summier aandacht besteed aan amfibieën. Dit komt doordat de eieren en de jonge dieren zich in het water ontwikkelen, en dientengevolge veel toxiciteitsgegevens zijn gekoppeld aan de gehalten in het water (zie 3.2.7.2). De waterige ecosystemen vallen echter niet binnen het kader van deze studie.

Hoewel er voor een aantal organische verontreinigingen onvoldoende gegevens beschikbaar waren, kan geconcludeerd worden dat de te verwachten gehalten in ongewervelde dieren over het algemeen aanmerkelijk hoger zijn dan in de vegetatie. Dit betekent dat het risico voor de herbivore dieren (konijnen, hazen en een aantal muizen- en vogelsoorten) vermoedelijk relatief geringer is. Niettemin is de te verwachten Pb-opname door konijnen mogelijk ongeveer de helft van de toxische dosis (zie 3.2.7.3), en kan voor herbivore muizen een verhoogd risico door Cd (zie 3.4.7.3) en mogelijk ook door fluorantheen (zie 5.6.3) niet worden uitgesloten. Enkele herbivore vogelsoorten van de Broekpolder lopen een verhoogd risico als gevolg van de daar aanwezige endrinbelasting.

Voor de groep van insektivore en carnivore dieren is het risico aanmerkelijk hoger. Een verhoogd risico voor insektivore muizen is te verwachten van Pb (zie 3.2.7.4) Cd (zie 3.4.7.3), dieldrin (zie 4.3.6.2) en mogelijk ook van As (zie 3.5.7.3). Voor deze verontreinigingen is de te verwachten opname vermoedelijk hoger dan de toxische doses.

De toxiciteit van PCB's voor de Amerikaanse nerts is zeer hoog gebleken (zie 4.5.6.6), en het is waarschijnlijk dat verwante carnivore zoogdieren van baggerspeciedepots (hermelijn, wezel en bunzing) een verhoogd risico lopen.

De te verwachten Pb-opname door enkele niet nader gespecificeerde vogelsoorten bedraagt mogelijk de helft van de toxische dosis (zie 3.2.7.5).

6.3 Discussie

Ten aanzien van de te verwachten gehalten en de mogelijke toxische effecten van verontreinigingen in planten en dieren van baggerspeciedepots zijn een aantal duidelijke voorspellingen gedaan. Dit was onder andere mogelijk doordat vooraf een aantal uitgangspunten voor risico-analyse waren geformuleerd. Door deze uitgangspunten is de werkelijke situatie echter sterk vereenvoudigd voorgesteld, en mogen de voorspellingen derhalve slechts als een indicatie opgevat worden. Zonder deze uitgangspunten uitvoerig te herhalen - zie hiervoor 2.5 - verdienen enkele aspecten een nadere toelichting.

In de risico-analyses is, met uitzondering van de DDT-achtige stoffen (zie 4.4.2), uitgegaan van de gemiddelde gehalten in baggerspecieklasse 3. Dit betekent dat zich lokaal gunstiger, maar ook minder gunstige situaties kunnen voordoen, zoals bijvoorbeeld in de Broekpolder het geval is (zie 4.3).

De biologische beschikbaarheid is van groot belang voor de mate van transport en toxisch effect. De biologische beschikbaarheid hangt af van vele factoren, waaronder eigenschappen van de verontreiniging, zoals de chemische vorm van de zware metalen, en bodemeigenschappen zoals het organische stofgehalte, de kleideeltjesgrootte, de Ph en de aanwezigheid van zuurstof. Deze eigenschappen zijn weliswaar veelal genoemd, maar niet gekwantificeerd en niet of nauwelijks betrokken in de voorspellingen. Gehalten zijn vaak geschat met behulp van gemiddelde concentratiefactoren. Nadere uitwerking naar maximale/minimale factoren zou nuttig kunnen zijn.

Voor de vegetatie en de ongewervelde fauna zijn gehalten geschat om de mate van het transport aan te geven en om het risico voor herbivore en inaktivore dieren te kunnen voorspellen. De vegetatie is hierbij, uit praktische overwegingen, opgevat als een uniforme voedselbron voor alle herbivore dieren. Er is géén onderscheid gemaakt tussen plantensoorten of plantendelen. De blootstelling aan verontreinigingen zal

echter aanmerkelijk verschillend kunnen zijn voor zaadetende vogelsoorten of muizensoorten die voornamelijk plantenwortels eten. Binnen de ongewervelde dieren is wel onderscheid gemaakt tussen verschillende soortsgroepen. Echter, de beschikbare gegevens hadden vrijwel uitsluitend betrekking op de bodemevertebraten regenwormen, pissebedden en slakken. Voor de grote groep van insecten konden bijvoorbeeld géén gehalten geschat worden. Risico-analyses zijn vrijwel altijd uitgevoerd op basis van gehalten in regenwormen, die echter niet representatief zijn voor de gehele ongewervelde fauna.

Een ander belangrijk punt betreft de gehanteerde toxische dosis. Het is niet zeker en zelfs niet waarschijnlijk dat in alle besproken gevallen gebruik gemaakt is van de laagste toxische dosis, doordat relatief weinig chronische toxiciteitsonderzoeken beschikbaar zijn met zeer lage doseringen. In dit verband is het ook van belang om te wijzen op de beperkte betrouwbaarheid van de 'factor 1000 - vuistregel' (zie 2.5-12).

Voorspellingen over transport en effect zijn per stof gedaan. Hierbij is géén aandacht besteed aan mogelijke interacties tussen verontreinigingen. Effecten van verontreinigingen kunnen elkaar verzwakken (antagonisme) of versterken (synergisme), of de effecten kunnen bij elkaar opgeteld worden (additie). Over deze interacties zijn nog maar zeer weinig kwantitatieve gegevens bekend. Enkele publicaties over interacties tussen zware metalen zijn verschenen van Murthy et al. (1979), Abdulla et al. (1979) en Shafiq-ur-Rehman & Chandra (1984).

Het voorgaande samenvattend, betekent dit voor de gedane voorspellingen dat er zich in werkelijkheid een grote spreiding rond de geschatte waarden zal kunnen voordoen. Hoe groot deze spreiding is valt niet te zeggen. Er dient echter rekening mee gehouden te worden dat voor enkele aspecten is uitgegaan van relatief ongunstige omstandigheden (zie 2.5-5, 8 en 9).

Een van de opvallendste resultaten van de risico-analyses betreft de voorspelde sterfte van regenwormen op baggerspeciedepots. Op grond van bovenstaande kan deze conclusie enigszins genuanceerd worden. Bij lokale lagere bodemgehalten is overleving misschien wél mogelijk, evenals bij een lage biologische beschikbaarheid van de toxische zware metalen. Ook hebben de toxiciteitsgegevens betrekking op bepaalde wormsoorten, terwijl andere soorten wellicht veel minder gevoelig zijn. Niettemin konden regenwormen niet worden waargenomen op baggerspeciedepots (zie 2.4).

Dit kan echter ook het gevolg zijn van een traag kolonisatiegedrag van deze dieren.

In veel risico-analyses voor insektivore dieren (vooral muizen) is uitgegaan van de geschatte gehalten in regenwormen als voedselbron. Dit leidt, in verband met de voorspelde sterfte van regenwormen tot een enigszins paradoxale situatie. Indien er géén wormen aanwezig zijn op baggerspeciedepots worden automatisch meer andere prooidieren gegeven (b.v. pissebedden, slakken). De geschatte gehalten in regenwormen en pissebedden komen redelijk met elkaar overeen, terwijl de gehalten in slakken lager lijken te zijn (zie o.a. 3.2.6, 3.4.6, 3.6.6 en 4.2.4). De gedane voorspellingen worden hierdoor echter, mede gezien het indicatieve karakter, niet belangrijk beïnvloed.

Tenslotte dienen nog een tweetal kanttekeningen geplaatst te worden bij de resultaten van deze literatuurstudie. Ten eerste zijn er meer verontreinigingen op baggerspeciedepots dan in deze studie besproken zijn (zie 1), die mogelijk tot verhoogde risico's kunnen leiden. Ten tweede zijn voor talloze diersoorten (b.v. amfibieën en vele vogelsoorten waaronder de roofvogels) géén risico-analyses uitgevoerd, omdat hiervoor onvoldoende informatie beschikbaar was. Het is waarschijnlijk niet toevallig dat voor de diergroepen waarover de meeste gegevens aanwezig zijn, zoals regenwormen en (insektivore) muizen, ook veel mogelijke toxische effecten voorspeld konden worden.

6.4 Conclusies

- 1 Een selecterende invloed van de verontreinigingen op de samenstelling van de bodemmicroflora, waardoor zich een beperkter aantal soorten kan handhaven, kan niet worden uitgesloten.
- 2 De verontreinigingen lijken sterker te accumuleren via ongewervelde dieren dan via de planten. Derhalve lijkt het risico groter voor insektivore dieren dan voor herbivore dieren.
- 3 Er zijn duidelijke aanwijzingen voor een verhoogd risico voor regenwormen en insektivore muizen, en in enkele gevallen is er mogelijk een verhoogd risico voor pissebedden, konijnen, herbivore muizen, enkele insektivore vogelsoorten en kleine roofdieren.

- 4 Voor vele diersoorten waren géén of onvoldoende gegevens beschikbaar om duidelijke uitspraken te doen over het risico dat deze dieren op baggerspeciedepots zouden lopen.

6.5 Aanbevelingen voor verder onderzoek

Vervolg onderzoek kan bestaan uit literatuuronderzoek en veldonderzoek. Middels literatuuronderzoek zouden nauwkeuriger gegevens over minimale toxische doses verzameld dienen te worden, met name voor die diersoorten die in deze studie niet of nauwelijks aan bod zijn gekomen zoals amfibieën en roofvogels. Ook zijn nauwkeuriger gegevens over het consumptiepatroon van dieren zeer gewenst.

Door middel van veldonderzoek kan een goede flora- en fauna-analyse van baggerspeciedepots worden uitgevoerd waarbij met name de bodemfaunasamenstelling van belang is. Een vergelijking van deze gegevens met gegevens van schone, maar overigens vergelijkbare, opspuitterreinen verschaft interessante informatie over de invloed van verontreinigingen op herkolonisatie c.q. aanpassing van daar aanwezige plant- en diersoorten.

De biologische beschikbaarheid (o.a. speciatie) is van groot belang voor de mate van transport en het optreden van toxische effecten. Meer inzicht in deze problematiek is zeer gewenst.

Ter verificatie van de geschatte gehalten verdient het aanbeveling via een veldbemonstering de gehalten van bepaalde stoffen te bepalen in een aantal hier besproken planten en diersoorten. Dit vormt tevens een indicatie voor de biologische beschikbaarheid. Ook kunnen gehaltebepalingen van de maaginhouden van dieren uitgevoerd worden.

Tenslotte kunnen deze verzamelde organismen onderzocht worden op symptomen van toxiciteit, met name die dieren die in deze studie aangemerkt zijn als risico-groep.

APPENDIX 1: TOELICHTING OP DE BEMONSTERING EN ANALYSE VAN BAGGERSPECIE.

Door de gemeente Rotterdam wordt elke twee jaar de verontreiniging van de baggerspecie door middel van een bemonsteringscampagne gevolgd. In deze campagne wordt op ca. 100 plaatsen een monster getrokken en geanalyseerd op een geselecteerde set parameters.

In principe kunnen alle verontreinigingen die in het stroomgebied van de rivieren Rijn en Maas voorkomen in baggerspecie aanwezig zijn. Voor de karakterisering van de mate van verontreiniging is uit dit grote aantal een keuze gemaakt. Dit op basis van algemene kennis van de verontreinigingsvracht van de rivieren, de neiging tot hechten van stoffen aan zwevend materiaal en het voorkomen van stoffen op de (potentiële) zwarte lijst.*

De verontreinigingen kunnen in twee hoofdgroepen worden verdeeld die qua chemische opbouw principieel verschillen: organische microverontreinigingen en anorganische microverontreinigingen (m.n. zware metalen).

- Zware metalen: Ter karakterisering van de verontreiniging van baggerspecie met zware metalen is gekozen voor de op de zwarte lijst voorkomende metalen, te weten Cd, Hg, As alsmede de grijze lijst** stoffen Zn, Pb, Cu, Cr en Ni. Daarnaast wordt ook het Fe-gehalte van het slib bepaald.
- Organische microverontreinigingen: Er zijn veel organische verontreinigingen en een belangrijk aantal daarvan kan voorkomen in Rijn en Maas. Uit praktische overwegingen is een selectie gemaakt van die organische micro-verontreinigingen waarvan de aanwezigheid in Rijn en Maas bekend is en die een goed beeld geven van de organische verontreiniging van baggerspecie. Het overgrote deel van de (potentiële) zwarte lijst stoffen die neiging tot hechting aan zwevende stof hebben, is in deze selectie inbegrepen.

Het betreft een reeks organohalogeenvverbindingen, m.n. bestrijdingsmiddelen, een viertal technische hooggechloreerde PCB-mengsels, de zes PAK's van Borneff en olie als indicatieve overall parameter.

De aanwezigheid van andere dan genoemde stoffen in baggerspecie kan dus niet uitgesloten worden, maar zal naar verwachting op een relatief zeer laag niveau liggen ten opzichte van de wel geanalyseerde

verbindingen. Deze verwachting is bevestigd in incidentele analyses op andere dan de genoemde parameters.

- * Voor de stoffen van de zwarte lijst (opgesteld in het kader van het Rijnchemieverdrag), alsmede voor de stoffen die met een vrij grote mate van zekerheid voor aanwijzing als zwarte lijst stof in aanmerking komen, wordt gestreefd naar beëindiging van de lozingen. Deze stoffen zijn geselecteerd op basis van toxiciteit, persistentie en bio-accumulatie.
- ** Voor de stoffen van de grijze lijst wordt gestreefd naar vermindering van de lozingen met de best uitvoerbare technieken.

BIJLAGE 1: ANALYSERESULTATEN HAVENSLIB KLASSE 3 (Monstercampagne 1981)* (gebaseerd op 92 of 93 monsters).

	Gem.	Min.	Max.
% < 2 μm	17,27	1,10	36,00
% < 16 μm	30,26	1,40	66,00
% < 16 μm (berekend)	38,06	1,48	80,71
% < 63 μm	45,93	2,10	80,00
% < 210 μm	69,63	16,00	91,00
% > 210 μm	12,89	0,10	82,00
% organische stof	6,82	0,10	22,00
% droogrest	47,52	5,35	81,30
% gloeirest	90,60	71,00	99,00
% CaCO_3	10,35	0,20	25,00
Kjeldahl (g N.kg^{-1})	3,07	0,07	18,50
BZV (g O.kg^{-1})	1,51	0,10	3,70
CZV (g O.kg^{-1})	85,41	0,25	352,00
Pb (mg.kg^{-1})	289,70	14,00	1200,00
Hg (mg.kg^{-1})	4,71	0,025	45,00
Cd (mg.kg^{-1})	14,69	0,02	65,00
As (mg.kg^{-1})	33,74	1,00	190,00
Cr (mg.kg^{-1})	240,78	9,50	1645,00
Ni (mg.kg^{-1})	46,37	6,30	105,00
Cu (mg.kg^{-1})	151,19	2,50	825,00
Zn (mg.kg^{-1})	1050,85	29,00	3360,00
Fe (mg.kg^{-1})	27347,63	880,00	93600,00
P (g.kg^{-1})	3,43	0,21	10,81
olie (mg.kg^{-1})	1963,71	71,00	20000,00
EOCL (mg.kg^{-1})	8,24	0,005	59,00
HCB (mg.kg^{-1})	0,10559	0,005	0,570
dieldrin (mg.kg^{-1})	0,01389	0,005	0,140
endrin (mg.kg^{-1})	0,01489	0,005	0,140
isodrin (mg.kg^{-1})	0,01043	0,005	0,100
pp' DDE (mg.kg^{-1})	0,00815	0,005	0,030
pp' DDD (mg.kg^{-1})	0,00565	0,005	0,020
Aroclor 1242 (mg.kg^{-1})	0,56247	0,025	5,930
Aroclor 1248 (mg.kg^{-1})	0,52586	0,025	2,380

BIJLAGE 1 (VERVOLG)

	<u>Gem.</u>	<u>Min.</u>	<u>Max.</u>
Aroclor 1254 (mg.kg ⁻¹)	0,61892	0,025	4,190
Aroclor 1260 (mg.kg ⁻¹)	0,45957	0,025	4,150
fluorantheen (mg.kg ⁻¹)	1,53204	0,050	3,300
3,4-benzofluorantheen (mg.kg ⁻¹)	1,34204	0,050	4,300
11,12-benzofluorantheen (mg.kg ⁻¹)	0,36871	0,050	1,300
3,4-benzopyreen (mg.kg ⁻¹)	0,56226	0,050	1,800
11,12-benzoperyleen (mg.kg ⁻¹)	0,36634	0,050	3,100
4,5,6-indenopyreen (mg.kg ⁻¹)	1,65441	0,050	14,600

* Niet aanwezig of veelal beneden de detectiegrens waren hexachloor-cyclohexaan, heptachloor, heptachloorepoxide, pp' DDT, aldrin en telodrin.

BIJLAGE 2A: PLANTENSOORTEN VAN DE BROEKPOLDER.

Bomen en struiken*

esdoorn
es
zomereik
iep
populier
zwarte els
meidoorn
lijsterbes
Spaanse aak
hazelaar
Virg. vogelkers
rode kornoelje
weichselboom
krentebom
wollige sneeuwbal
tamme kastanje
grauwe wilg
gele kornoelje
elegantier
grauwe wilg
grauwe abeel
schietwilg
vlier

Kruiden**

grote brandnetel
bitterzoet
akkerdistel
ridderzuring
scherpe boterbloem
harig wilgeroosje
grote klis

speerdistel
veeldoornige distel
gewone melkdistel
ruw beemdgras
haagwinde
moeraskers
zeeaster
kamille
herderstasje
fioringras
Can. fijnstraal
struisgras
straatgras
melde
perzikkruid
kale jonker
rietgras
klein hoefblad
nachtschade

Kruiden***

vogelmuur
kruldistel?
klein kruiskruid
brosse melkdistel
krulzuring
zwarte nachtschade
knikkend wilgeroosje
donkergroen wilgeroosje
gestreepte witbol

BIJLAGE 2A (VERVOLG)

Kruiden****

zilverschoon

kropaar

weegbree

akkerkool

melganzevoet

rode klaver

varkensgras

kruipertje

- * Betreft vooral aangeplante soorten van een beplantingsproef in de Broekpolder (Peeters & Stuurman 1980 en Peeters et al. 1983).
- ** Betreft vooral de ondergroei van het proefbos (Peeters & Stuurman 1980 en Peeters et al. 1983).
- *** Betreft aanvullende gegevens over de ondergroei van het proefbos (S. Bravenboer pers. med.).
- **** Betreft persoonlijke waarnemingen d.d. 29 september 1983 op open terreinen in de nabijheid van het proefbos.

BIJLAGE 2B: ZOOGDIERSOORTEN IN MIDDEN-DELFLAND, EN HUN VOEDSEL-
PAKKET.

<u>Soort</u> ¹⁾	<u>Voedsel</u> ²⁾
mol*	wormen, insektenlarven, soms jonge muizen
bosspitsmuis*	insekten, wormen, slakken
waterspitsmuis*?	waterkevers, larven, kokerwormen, wormen, kikker- (-larven), spinnen enz.
huisspitsmuis	insekten en andere ongewervelde dieren, zelden planten
egel* 3)	insekten(-larven), slakken, wormen, kikkers, hage- dissen, jonge muizen, eieren, vogeltjes, vruchten, knollen, wortels enz.
konijn*	grassen, granen, groenten, wortels, boomschors
haas*	grassen, wortels, groenten, schors, klaver, bloemen soms jonge (woel)muizen
bruine rat	alles eter; insekten, granen, vruchten, vissen, vo- gels, eieren, groenten, afval, aas
huismuis	alles eter; granen, zaden, insekten, afval
dwergmuis*?	insekten(-larven), zaden, knoppen, vruchten
bosmuis*	zaden en groenten, noten, bessen, vruchten, groene knoppen, paddestoelen, insekten en spinnen, maar ook slakken, kikkers en vogeleieren
veldmuis*	gras, landbouwgewassen, zelden insekten of wormen
Noorse woelmuis	gras, wortels, bast, zelden vruchten of insekten
woelrat*	gras, waterplanten, wortels, twijgen, zaden, maar ook wel insekten, slakken, wormen, kikkers en eieren
muskusrat	waterplanten, wortels, gras, bessen, soms ook week- dieren, kikkers, jonge vogels en vissen
vos* 4)	kleine dieren, vooral (woel)muizen; vogels, wormen, insekten, kikkers, slakken, vruchten en bessen
wezel*	allerlei gewervelde en ongewervelde dieren: (spits) muizen, mollen, ratten, konijnen, hazen, kikkers, vogels, eieren, insekten, slakken etc.
hermelijn*	allerlei kleine zoogdieren, vogels, eieren, kikkers, vissen en insekten
bunzing	allerlei kleine zoogdieren, vogels, eieren, kikkers, padden, vissen, weekdieren, zoetwaterkreeften, in- sekten, soms bessen
visotter	kleine zoogdieren, vissen, kikkers, watervogels, schelpdieren, reptielen
ree	bladeren, gras, paddestoelen, bessen, eikels, beu- kenoten

BIJLAGE 2B (VERVOLG)

* deze soorten zijn eveneens aangetroffen op de baggerspeciedepots.

1) bron: Mostert et al. (1982)

2) bron: De Jong (1972)

3) bron: Broekpolder Wildbeheerplan

4) bron: Broekpolder Bejagingsplan 1983-1984.

BIJLAGE 2C: VOGELSOORTEN VAN MIDDEN-DELFLAND (bron: Mostert et al. 1982).

	Broedvogel	Waargenomen in de Broekpolder			
		Pionier- broedvogel*	Talrijk*	Beperkt*	Roofvogel
fuut	x				
blauwe reiger	x				
knobbelzwaan	x				
wilde eend	x				
wintertaling	x		x		
zomertaling	x		x		
slobeend	x		x		
bergeend		x	x		
(Nijlgans)	x				
kuifeend	x				
buizerd					x
ruigpootbuizerd					x
sperwer					x
bruine kiekendief					x
blauwe kiekendief					x
slechtvalk					x
smelleken					x
boomvalk	x				x
torenvalk	x				x
patrijs	x				
fazant	x				
waterral	x				
waterhoen	x				
meerkoet	x				
scholekster	x				
kievit	x				
bontbekplevier		x	x		
kleine plevier	x	x			
strandplevier		x		x	
zilverplevier				x	
steenloper				x	

BIJLAGE 2C (VERVOLG)

	Broedvogel	Waargenomen in de Broekpolder			
		Pionier- broedvogel*	Talrijk*	Beperkt*	Roofvogel
watersnip	x		x		
bokje				x	
grutto	x				
rosse grutto				x	
oeverloper			x		
witgatje			x		
bosruiter			x		
tureluur	x				
zwarte ruiter			x		
groenpootruiter			x		
kemphaan			x		
kanoetstrandloper				x	
bonte strandloper			x		
krombekstrandloper				x	
kleine strandloper				x	
temmincks strandloper				x	
drieteenstrandloper				x	
kluut	x	x	x		
steltkluut				x	
rosse franjepoot				x	
grauwe franjepoot				x	
steppenvorkstaart- plevier				x	
kokmeeuw		x			
visdiefje	?	x			
houtduif	x				
tortelduif	x				
turkse tortel	x				
koekoek	x				
steenuil	x				
ransuil	x			x	
velduil				x	

BIJLAGE 2C (VERVOLG)

	Broedvogel	Waargenomen in de Broekpolder			
		Pionier- broedvogel*	Talrijk*	Beperkt*	Roofvogel
gierzwaluw	x				
grote bonte specht	x				
kuifleeuwerik	x				
veldleeuwerik	x				
huiszwaluw	x				
boerenzwaluw	x				
graspieper	x				
gele kwikstaart	x				
witte kwikstaart	x				
spreeuw	x				
ekster	x				
zwarte kraai	x				
kauw	x				
winterkoning	x				
heggemus	x				
snor	x				
rietzanger	x				
kleine karekiet	x				
spotvogel	x				
tuinfluiter	x				
zwartkop	x				
grasmus	x				
braamsluiper	x				
fitis	x				
tjif-tjaf	x				
bonte vliegenvanger	x				
grauwe vliegenvanger	x				
gekraagde roodstaart	x				
zwarte roodstaart	x				
roodborst	x				
merel	x				
zanglijster	x				

BIJLAGE 2C (VERVOLG)

	Broedvogel	Waargenomen in de Broekpolder			
		Pionier- broedvogel*	Talrijk*	Beperkt*	Roofvogel
grote lijster	x				
matkop	x				
koolmees	x				
pimpelmees	x				
huismus	x				
ringmus	x				
vink	x				
groenling	x				
kneu	x				
putter	x				
rietgors	x				

* kort na de opspuitingen.

LITERATUUR

- Abbasi, S.A. & R. Soni. 1983. Stress-induced enhancement of reproduction in earthworm Octochaetus pattoni exposed to chromium (VI) and mercury (II) - implications in environmental management. Intern. J. Env. Studies 22: 43-47.
- Abdulla, M., S. Svensson & Å Nordén. 1979. Antagonistic effect of zinc in heavy metal poisoning. In: R. Perry (ed.), Int. Conf. Management & Control of heavy metals in the environment. CEP Consultants Ltd. pp. 179-182.
- Adviesbureau Arnhem. 1981. Bos op baggerspecie - studie naar de mogelijkheden voor aanleg, inrichting, ontwikkeling en beheer van bos-complexen van formaat op baggerspecie. Projectnr. 2639.1. Arnhem.
- Aitken, F.C. & W.K. Wilson. 1962. Rabbit feeding for meat and fur. Techn. Comm. no. 12, Rowett Institute, Aberdeen, Schotland.
- Andersson, A. 1979. Mercury in soils. In: J.O. Nriagu (ed.), The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North-Holland. Biomedical Press.
- Andrews, S.M., M.S. Johnson & J.A. Cooke. 1984. Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. Env. Pollut. (ser. A) 33: 153-162.
- Baumeister, W. & W.H.O. Ernst. 1978. Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. Gustav Fischer Verlag.
- Beleidsplan SCBB. 1982. Coördinatie commissie berging baggerspecie. Beleidsplan verwerking van baggerspecie uit havens en vaarwegen in het benedenrivierengebied, maart 1982.
- Bemonstering toplaag. 1983. 'Bemonstering toplaag loswallen'. Gemeentewerken Rotterdam. Code 59.02 - R 83.02, concept.
- Bevenue, A. 1976. The "bioconcentration" aspects of DDT in the environment. Residue Reviews 61: 37-112.
- Beyer, W.N. & C.D. Gish. 1980. Persistence in earthworms and potential hazards to birds of soil applied DDT, dieldrin and heptachlor. J. Appl. Ecol. 17: 295-307.
- Biggar, J.W. 1970. Pesticide movement in soilwater. In: Pesticides in the soil: ecology, degradation & movement. International symposium on pesticides in the soil, february 25-27, 1970, Michigan state university, East Lansing.

- Bird, D.M., D.B. Peakall & D.S. Miller. 1983. Enzymatic changes in the oviduct associated with DDE-induced eggshell thinning in the kestrel Falco sparverius. Bull. Env. Contam. Toxicol. 31: 22-24.
- Bleavins, M.R. & R.J. Aulerich. 1983. Immunotoxicologic effects of polychlorinated biphenyls on the cell-mediated and humoral immune systems. Residue Reviews 90: 57-67.
- Bogan, J.A. & I. Newton. 1979. The effects of organochlorines on reproduction of British sparrowhawks (Accipiter nisus). In: Animals as monitors of environmental pollutants. National Academy of Sciences, Washington DC: pp. 269-279.
- Bremner, I. 1979. Copper toxicity studies using domestic and laboratory animals. In: J.O. Nriagu (ed.), Copper in the environment, Part II Health effects. John Wiley & Sons, Inc.
- Broekpolder Bejagingsplan 1983-1984. Gemeentelijk rapport.
- Broekpolder Wildbeheerplan. Gemeentelijk rapport.
- Brown, S.S. & F.W. Sunderman, jr. (eds.). 1980. Nickel toxicology. Academic Press Inc. (London) Ltd.
- Bruggeman, W.A. 1983. Bioaccumulation of polychlorobiphenyls and related hydrophobic chemicals in fish. Academisch proefschrift. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor zuivering van afvalwater. Offset-drukkerij Kanters B.V., Alblasterdam.
- Bull, K.R., R.D. Roberts, M.J. Inskip & G.T. Goodman. 1977. Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Env. Pollut. 12: 135-140.
- Butler, G.L. 1977. Algae and pesticides. Residue Reviews 66: 19-62.
- Carter, J.W. 1983. Onset of hepatomegaly in PCB (Aroclor 1254) - treated rats. Bul. Env. Contam. Toxicol. 31: 183-187.
- CCRX. 1982. Metingen van xenobiotische stoffen in het biologische milieu in Nederland 1982, in druk. VAR-reeks 1984, VROM.
- Clar, E. 1952. Aromatische Kohlenwasserstoffe; Polycyclische Systeme. Springer Verlag Heidelberg.
- Collins, W.T. jr., L. Kasza & C.C. Capen. 1979. Ultrastructural and biochemical effects of polychlorinated biphenyls (PCB) on the thyroid gland of Osborne Mendel rats. In: Animals as monitors of environmental pollutants. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington D.C.: pp. 327-338.

- Corbet, G.B. & H.N. Southern. 1977. The handbook of british mammals. Blackwell Scientific Publications.
- Coughtrey, P.J. & M.H. Martin. 1977. The uptake of lead, zinc, cadmium and copper by the pulmonate mollusc, Helix aspersa Müller, and its relevance to the monitoring of heavy metal contamination of the environment. *Oecologia* 27: 65-74.
- Craig, P.J. 1980. Metal cycles and biological methylation. In: O. Hutzinger (ed.), The handbook of environmental chemistry, Vol. I part A, The natural environmental and the biogeochemical cycles. Springer Verlag.
- Curnow, R.D., W.A. Tolin & D.W. Lynch. 1977. Ecological and land-use relationships of toxic metals in Ohio's terrestrial vertebrate fauna. In: ERDA Symp. Ser.; Vol 42 ISS Biol. Implic. Met. Environ., Proc. Annu. Hanford Life Sci. Symp., 15th.: pp. 578-594.
- Davis, R.D. & E.G. Coher. 1979. Cadmium in sewage sludge used as fertilizer; a review of agricultural effects. In: R. Perry (ed.), Int. Conf. Management & Control of heavy metals in the environment: 553-556.
- De Jong, M. 1979. Zoogdieren van Europa. Deltas Zuid-Nederlandse Uitgeverij, Aartselaar.
- Dieter, M.P. 1979. Blood delta-aminolevulinic acid dehydratase (ALAD) to monitor lead contamination in canvasback ducks (Aythya valisineria). In: Animals as monitors of environmental pollutants. The Nationals Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC: 177-191.
- Doelman, P. 1978. Lead and terrestrial microbiota. In: J.O. Nriagu (ed.), The biogeochemistry of lead in the environment, part B, Biological effects. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Doelman, P. & L. Haanstra. 1983. De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora. Bodembescherming 20, VROM. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Doull, J., C.D. Klaassen & M.O. Amdur (eds.). 1980. Casarett and Doull's Toxicology, The basic science of poisons. Macmillan Publishing Co., Inc.
- Edelman, Th. 1983. Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland; een eerste verkenning. RIN-rapport 83/8, Arnhem.

- Edwards, C.A. 1973. Pesticide residues in soil and water. In: C.A. Edwards (ed.), Environmental pollution by pesticides. Plenum Publishing Company Ltd.
- Edwards, C.A. 1980. Interactions between agricultural practice and earthworms. In: D.L. Dindal (ed.), Soil biology as related to land use practices. Proc. 7th. Intern. Soil Zool. Colloq. Intern. Soc. Soil Science. EPA, Washington DC.
- Edwards, C.A. & J.R. Lofty. 1977. Biology of earthworms. John Wiley & Sons.
- Edwards, N.T. 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - A review. J. Environ. Qual. 12: 427-441.
- Edwards, W.R., R.E. Duzan & R.J. Siemers. 1983. Organochlorine insecticide residues and PCB's in tissue woodcock, mourning doves, and robins from East-Central Illinois, 1978-79. Bull. Env. Contam. Toxicol. 31: 407-414.
- EHC. 1976. Mercury. Environmental Health Criteria 1. World Health Organization, Geneva.
- EHC. 1977. Lead. Environmental Health Criteria 3. World Health Organization, Geneva.
- EHC. 1979. DDT and its derivatives. Environmental Health Criteria 9. World Health Organization, Geneva.
- EHC. 1981. Arsenic. Environmental Health Criteria 18. World Health Organization, Geneva.
- Engst, R., R.M. Macholz & M. Kujawa. 1979. Recent state of lindane metabolism, part II. Residue Reviews 72: 71-96.
- Ernst, W.H.D. & E.N.G. Joosse-van Damme. 1983. Umweltbelastung durch Mineralstoffe, biologische Effekte. VEB Gustav Fischer Verlag Jena.
- Ferm, V.H. & W.M. Layton jr. 1980. Teratogenic and mutagenic effects of cadmium. In: J.O. Nriagu (ed.), Cadmium in the environment. Part II Health effects. John Wiley & Sons, Inc.
- Fimreite, N., E.M. Brevik & R. Torp. 1982. Mercury and organochlorines in eggs from a Norwegian gannet colony. Bull. Env. Contam. Toxicol. 28: 58-60.
- Finlayson, D.G. & H.R. MacCarthy. 1973. Pesticide residues in plants. In: C.A. Edwards (ed.), Environmental pollution by pesticides. Plenum Publishing Company Ltd.

- Fiuczynski, D. 1983. Heavy metals in Berlin raptors (Aves: Falconiformes) and their food. In: G. Müller (ed.), Int. Conf. Heavy metals in the environment. Vol. 2. CEP Consultants Ltd.: 827-829.
- Fleming Finlay, M., A. Phillips & N. Kennedy. 1979. Effects of cadmium on reproduction and fetal health in Peromyscus (white-footed mice). In: Animals as monitors of environmental pollutants. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC, 379-381.
- Forbes, R.M. & G.C. Sanderson. 1978. Lead toxicity in domesticated animals and wildlife. In: J.O. Nriagu (ed.), The biogeochemistry of lead in the environment, Part B. Biological effects. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Forni, A. 1980. Chromosomal effects of lead: A critical review. Rev. Environm. Health 3: 113-129.
- Friberg, L. & G.F. Nordberg. 1972. Inorganic mercury - Relation between exposure and effects. In: L. Friberg & J. Vostal (eds.), Mercury in the environment. CRC Press Inc.
- Friberg, L., M. Piscator, G.F. Nordberg & T. Kjellström. 1974. Cadmium in the environment. CRC Press Inc.
- Fuchs, P. & J.B.M. Thissen. 1981. Die Pestizid- und PCB-Belastung bei Greifvögeln und Eulen in den Niederlanden nach den gesetzlich verordneten Einschränkungen im Gebrauch der chlorierten Kohlenwasserstoffpestizide. Okol. Vögel (Ecol. Birds) 3: 181-195.
- Fytizas-Daniélidou, R. & C. Louskas. 1968. Effets de l'intoxication chronique par la dieldrine sur le foie de rats blancs. Med. Rijks-fac. Landbouww. Gent 33: 1233-1240.
- Gambrell, R.P., R.A. Khalid & W.H. Patrick jr. 1978. Disposal alternatives for contaminated dredged material as a management tool to minimize adverse environmental effects. Technical report DS 78-8. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Vicksburg, Miss.
- Gerritse, R.G., W. van Driel, K.W. Smilde & B. van Luit. 1983. Uptake of heavy metals by crops in relation to their concentration in soil solution. In: G. Müller (ed.), Int. Conf. Heavy metals in the environment. Vol. 2. CEP Consultants Ltd.: 1057-1062.
- Gilman, A.P., D.B. Peakall, D.J. Hallett, G.A. Fox & R.J. Norstrom. 1979. Herring gulls (Larus argentatus) as monitors of contamination in the Great Lakes. In: Animals as monitors of environmental pollu-

- tants. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC: 280-289.
- Gooch, J.A. & M.K. Hamdy. 1983. Uptake and concentration factor of Aroclor 1254 in aquatic organisms. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 31: 445-452.
- Grandjean, P. & T. Nielsen. 1979. Organolead compounds: Environmental health aspects. *Residue Reviews* 72: 97-148.
- Greve, P.A. & R.C.C. Wegman. 1977. Gechloreerde koolwaterstoffen en extraheerbaar organisch gebonden chloor in opgespoten Rotterdams havenslib en daarop verbouwde gewassen. RIV-rapport nr. 25/77 Tox-Rob.
- Hallauer, J.F., R. Stiller-Winkler & A. Brockhaus. 1983. Alterations of the immune status in mice and rats exposed to lead. In: G. Müller (ed.), *Int. Conf., Heavy metals in the environment*. Vol 2. CEP Consultants Ltd.: 710-713.
- Hammond, P.B. & R.P. Beliles. 1980. Metals. In: J. Doull, C.D. Klaassen & M.O. Amdur (eds.), *Casarett and Doull's Toxicology, The basic science of poisons*. Macmillan Publishing Co., Inc.
- Hansen, L.G., S.F. Sundlof, D.W. Wilson & G.D. Koritz. 1981. Disposition of hexachlorobenzene in domestic animals. In: M.A.Q. Khan & R.H. Stanton (eds.), *Toxicology of halogenated hydrocarbons - health and ecological effects*. Pergamon Press. Inc.: 299-314.
- Haque, A. & W. Ebing. 1983. Uptake, accumulation and elimination of HCB and 2,4-D by the terrestrial slug, Deroceras reticulatum (Müller). *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 31: 727-733.
- Harbison, R.D. 1980. Teratogens. In: Doull, J., C.D. Klaassen & M.O. Amdur (eds.), *Casarett and Doull's Toxicology, The basic science of poisons*. Macmillan Publishing Co., Inc.
- Harris, C.R. 1970. Persistence and behaviour of soil insecticides. In: *Pesticides in the soil, ecology, degradation & movement*. Int. symp. on pesticides in the soil, february 25-27, 1970, Michigan State University, East Lansing.
- Haschek, W.M., D.J. Lisk & R.A. Stehn. 1979. Accumulations of lead in rodents from two old orchard sites in New York. In: *Animals as monitors of environmental pollutants*. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC; 192-199.

- Heinz, G.H., E.F. Hill & J.F. Contrera. 1980. Dopamine and norepinephrine depletion in ring doves fed DDE, dieldrin and Aroclor 1254. *Tox. Appl. Pharmacol.* 53: 75-82.
- Howard, E.B., G.N. Esra & D. Young. 1979. Acute foodborne pesticide toxicity in cormorants (Phalacrocorax) and seagulls (Larus californicus). In: *Animals as monitors of environmental pollutants*. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC; 290-296.
- Hunter, B.A. & M.S. Johnson. 1982. Food chain relationships of copper and cadmium in contaminated grassland ecosystems. *Oikos* 38: 108-117.
- Hutton, M. 1982. The role of wildlife species in the assessment of biological impact from chronic exposure to persistent chemicals. *Ecotox. Environ. Safety* 6: 471-478.
- IARC. 1972. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of the chemical to man, Vol. 3, Certain polycyclic aromatic hydrocarbons and heterocyclic compounds. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- IARC. 1973. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man, Vol. 5, Some organochlorine pesticides. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- IARC. 1976. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man. Vol. 11, Cadmium, nickel, some epoxides, miscellaneous industrial chemicals and general considerations on volatile anaesthetics. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- IARC. 1978. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Vol. 18, Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- IARC. 1979. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Vol. 20, Some halogenated hydrocarbons. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- IARC. 1980. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Vol. 23. Some metals and metallic compounds. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- Ireland, M.P. 1983. Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. In: J.E. Satchell (ed.), *Earthworm ecology, from Darwin to Vermiculture*. Chapman and Hall Ltd.: 247-265.

- James B.R. & R.J. Bartlett. 1984. Plant-soil interactions of chromium. *J. Environ. Qual.* 13: 67-70.
- Jefferies, D.J. 1971. Some sublethal effects of pp'DDT and its metabolite pp'-DDE on breeding passerine birds. *Med. Fac. Landbouww. Gent* 36(3): 34-42.
- Jefferies, D.J. & M.C. French. 1972. Lead concentrations in small mammals trapped on roadside verges and field sites. *Environ. Pollut.* 3: 147-156.
- Jensen, A.A. 1983. Chemical contaminants in human milk. *Residue Reviews* 89: 1-128.
- Johnsen, R.E. 1976. DDT metabolism in microbial systems. *Residue Reviews* 61: 1-28.
- Johnson, M.S., R.D. Roberts, M. Hutton & M.J. Inskip. 1978. Distribution of lead, zinc and cadmium in small mammals from polluted environments. *Oikos* 30: 153-159.
- Joosse, E.N.G. & J.B. Buker. 1979. Uptake and excretion of lead by litter-dwelling Collembola. *Environ. Pollut.* 18: 235-240.
- Joosse, E.N.G. & L.H.H. van Vliet. 1984. *Pedobiologia*, in druk.
- Joosse, E.N.G. & S.C. Verhoef. 1983. Lead tolerance in Collembola. *Pedobiologia* 25: 11-18.
- Joosse, E.N.G., K.J. Wulffraat & H.P. Glas. 1981. Tolerance and acclimation to zinc of the isopod Porcellio scaber Latr. In: W.H.O. Ernst (ed.), *Int. Conf., Heavy metals in the environment*. CEP Consultants Ltd.: 425-428.
- Jørgensen, S.E. (ed.). 1979. *Handbook of environmental data and ecological parameters*. Pergamon Press, Oxford.
- Judd, F.W. 1979. Acute toxicity and effects of sublethal dietary exposure of monosodium methanearsonate herbicide to Peromyscus leucopus (Rodentia: Cricetidae). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 22: 143-150.
- Khan, M.A.Q., P. Sudershan, M. Feroz & A.A. Podowski. 1981. Biotransformations of cyclodienes and their photoisomers and hexachlorocyclopentadiene in mammals and fish. In: M.A.Q. Khan & R.H. Stanton (eds.), *Toxicology of halogenated hydrocarbons - Health and ecological effects*. Pergamon Press Inc.
- Kimbrough, R.D. 1981. Chronic toxicity of halogenated biphenyls and related compounds in animals and health effects in humans. In: M.A.Q.

- Khan & R.H. Stanton (eds.), Toxicology of halogenated hydrocarbons - Health and ecological effects. Pergamon Press. Inc.
- Kimura, M. 1980. Effects of cadmium on growth and bone metabolism. In: J.G. Nriagu (ed.), Cadmium in the environment, Part II Health effects. John Wiley & Sons, Inc.
- Klein, W. & I. Weisgerber. 1976. PCB and environmental contamination. In: F. Coulston & F. Korte (eds.), EQS Environmental quality and safety - Global aspects of chemistry, toxicology and technology as applied to the environment. Vol. 5. Georg Thieme Verlag, Stuttgart: 237-250.
- Koivusaari, J., I. Nuuja, R. Palokangas & M. Hattula. 1976. Chlorinated hydrocarbons and total mercury in the prey of the white-tailed eagle (Haliaeetus albicilla L.) in the Quarken Straits of the Gulf of Bothnia, Finland. Bull. Env. Contam. Toxicol. 15: 235-241.
- Kolaja, G.J. & D.E. Hinton. 1979. DDT-Induced reduction in eggshell thickness, weight, and calcium is accompanied by calcium (ATPase) inhibition. In: Animals as monitors of environmental pollutants. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC: 309-318.
- Koller, L.D. 1980. Immunological effects of cadmium. In: J.O. Nriagu (ed.), Cadmium in the environment, Part II Health effects. John Wiley & Sons, Inc.
- Koller, L.D. & J.G. Roan. 1980. Effects of lead, cadmium and methylmercury on immunological memory. J. Environ. Pathol. Toxicol. 4: 47-52.
- Korte, F. 1976. Global inputs and trends of chemical residues in the biosphere. In: F. Coulston & F. Korte (eds.), Environmental Quality and Safety - Global aspects of chemistry, toxicology and technology as applied to the environment. Vol. 5. Georg Thieme Verlag: 183-196.
- Kuipers, S.F. 1981. Bodemkunde, Educaboek, Stam/Robijns.
- Langård, S. (ed.). 1982. Biological and environmental aspects of chromium. Topics in environmental health vol. 5. Elsevier Biomedical Press B.V.
- Leistra, M. 1974. Gedrag van DDT in de bodem en opname in gewassen. BGD, Wageningen.
- Lepp, N.W. (ed.). 1981. Effect of heavy metal pollution on plants. Vol. 1 Effects of trace metals on plant function. Vol. 2 Metals in the

- environment. Applied Science Publishers Ltd.
- Leversee, G.J., J.P. Giesy, P.F. Landrum, S. Gerould, J.W. Bowling, T.E. Fannin, J.D. Haddock & S.M. Bartell. 1982. Kinetics and biotransformation of benzo (a) pyrene in Chronomus riparus. Arch. Env. Contam. Toxicol. 11: 25-31.
- Lichtenstein, E.P. 1970. Fate and movement of pesticides in and from soils. In: Pesticides in the soil: ecology, degradation & movement. Int. Symp. on pesticides in the soil. February 25-27, 1970, Michigan State University East Lansing.
- Loose, L.D., J.B. Silkworth, S.P. Mudzinski, K.A. Pittman, K.-F. Benitz & W. Mueller. 1979. Modification of the immune response by organochlorine xenobiotics. Drug and Chemical Toxicology 2 (122); 111-132.
- Ma, W. 1982. The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. Pedobiologia 24: 109-119.
- Ma, W. 1983. Regenwormen als bio-indicatoren van bodemverontreiniging. Bodembescherming 15, VROM. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Ma, W. 1984. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm Lumbricus rubellus, with observations on the influence of temperature and soil pH. Environ. Pollut. (Ser. A) 33: 207-219.
- Ma, W., Th. Edelman, I. van Beersum & Th. Jans. 1983. Uptake of cadmium, zinc, lead, and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30: 424-427.
- Mahaffey, K.R. 1978. Environmental exposure to lead. In: J.O. Nriagu (ed.), The biogeochemistry of lead in the environment, Part B. Biological effects. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Martin, M.H. & P.J. Coughtrey. 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution. Land and air. Applied Science Publishers Ltd.
- Matsumura, F. 1975. Toxicology of insecticides. Plenum Press, New York.
- Monstercampagne. 1981. Milieu-aspecten onderhoudsbaggerspecie. Gehalten aan olie, bestrijdingsmiddelen en zware metalen. Analyseresultaten monstercampagne 1981, Deel C, Code 110.10.
- Moore, N.W. 1969. Sublethal effects of organochlorine insecticides in the laboratory and the field. Med. Rijksfac. Landbouww. Gent 34(3): 408-412.

- Mostert, K., F. van Hoorn & A. Aaldriks. 1982. Midden-Delfland, verslag over: vogels, zoogdieren, planten, vlinders en amfibieën. Off-setdrukkerij-uitgeverij: ALEVO Delft.
- Müller, S., K.-E. Gillert, C. Krause, U. Jautzke & T. Diamantstein. 1979. Effects of cadmium and lead on the cellular immune system of mice. In: R. Perry (ed.), Int. Conf., Management and control of heavy metals in the environment. CEP consultants: 127-130.
- Munshower, F.F. & D.R. Neuman. 1979. Pathways and distribution of some heavy metals in a grassland ecosystem. In: R. Perry (ed.), Int. Conf., Management & control of heavy metals in the environment: 206-209.
- Murphy, S.D. 1980. Pesticides. In: Doull, J., C.D. Klaassen & M.O. Amdur (eds.), Casarett and Doull's Toxicology, The basic science of poisons. Macmillan Publishing Co., Inc.
- Murthy, L., V.N. Finelli & H.G. Petering. 1979. Protective role of essential mineral nutrition on cadmium toxicity. In: R. Perry (ed.), Int. Conf., Management & Control of heavy metals in the environment: 44-47.
- Mushak, P. 1980. Metabolism and systemic toxicity of nickel. In: J.O. Nriagu (ed.) Nickel in the environment. John Wiley & Sons, Inc.
- NAS. 1974. Chromium. Medical and biologic effects of environmental pollutants. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC.
- NAS. 1975. Nickel. Medical and biologic effects of environmental pollutants. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC.
- NAS. 1977a. Arsenic. Medical and biologic effects of environmental pollutants. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC.
- NAS. 1977b. Copper. Medical and biologic effects of environmental pollutants. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC.
- NAS. 1979a. Zinc. Medical and biologic effects of environmental pollutants. National Research Council, National Academy of Sciences, University Park Press, Baltimore.
- NAS. 1979b. Iron. Medical and biologic effects of environmental pollutants. National Research Council, National Academy of Sciences,

- University Park Press, Baltimore.
- Nasr, A. 1982. Diseases caused by chemicals. In: R.A. Conway (ed.), Environmental risk analysis for chemicals. Van Nostrand Reinhold Company.
- Niethammer, J. & F. Krapp. 1982. Handbuch der Säugetiere Europas. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Nomiyama, K. 1980. Renal effects of cadmium. In: J.O. Nriagu (ed.), Cadmium in the environment, Part II Health effects. John Wiley & Sons, Inc.
- Nordberg, G.F. & S. Skerfving. 1972. Metabolism. In: L. Friberg & J. Vostal (eds.), Mercury in the environment. The Chemical Rubber Co.
- Norheim, G. & B. Kjos-Hanssen. 1984. Persistent chlorinated hydrocarbons and mercury in birds caught off the West coast of Spitsbergen. Environ. Pollut. (Ser. A) 33: 143-152.
- Nriagu, J.O. 1978. Lead in soils, sediments and major rock types. In: J.O. Nriagu (ed.), The biogeochemistry of lead in the environment, Part A Ecological cycles. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Nriagu, J.O. (ed.). 1979. Copper in the environment, Part II Health effects. John Wiley & Sons, Inc.
- Nriagu, J.O. (ed.). 1980a. Nickel in the environment. John Wiley & Sons, New York.
- Nriagu, J.O. (ed.). 1980b. Zinc in the environment, Part 2 Health effects. John Wiley & Sons, New York.
- Ogilvie, D.M. & A.H. Martin. 1982. Aggression and open-field activity of lead-exposed mice. Arch. Environm. Contam. Toxicol. 11: 249-252.
- O'Neill, D.H., R.J. Robel & A.D. Dayton. 1983. Lead contamination near Kansas highways: implications for wildlife enhancement programs. Wildl. Soc. Bull. 11: 152-160.
- Pal, D. J.B. Weber & M.R. Overcash. 1980. Fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soil-plant systems. Residue Reviews 74: 45-98.
- Peeters, J.P. & F.J. Stuurman. 1980. Tien jaar beplantingsproef Broekpolder, rapportnr. 5. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen.
- Peeters, J.P., F.J. Stuurman & J. van den Burg. 1983. Beplantingsproef Broekpolder. Conceptrapport nr. 6. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen.
- Pelkonen, O. & D.W. Nebert. 1982. Metabolism of polycyclic aromatic

- hydrocarbons: etiologic role in carcinogenesis. *Pharmacological Reviews* 34: 189-222.
- Peterson, P.J. 1978. Lead and vegetation. In: J.O. Nriagu (ed.), *The biogeochemistry of lead in the environment, part B Biological effects*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Peterson, P.J., L.M. Benson & E.K. Porter. 1979. Biogeochemistry of arsenic on polluted sites in S.W. England. In: R. Perry (ed.), *Int. Conf., Management and control of heavy metals in the environment*. CEP consultants: 198-201.
- Piscator, M. 1979. Metabolism and the effects of cadmium. In: R. Perry (ed.), *Int. Conf., Management and control of heavy metals in the environment*. CEP Consultants Ltd.: 1-7.
- Pollock, G.A. & W.W. Kilgore. 1978. Toxaphene. *Residue Reviews* 69: 87-140.
- Prins, E. 1982. Bioconcentrering van organochloorverbindingen in een voedselketen op de vuilstortplaats in de Volgermeerpolder in Amsterdam. RIN-rapport 82/8, Arnhem
- RIN-jaarverslag. 1983. in druk. Arnhem.
- RIN. 1983. Zware metalen in paddenstoelen en in enkele bijbehorende grondmonsters. Intern rapport chemische sectie RIN.
- Ringer, R.K., R.J. Aulerich & M.R. Bleavins. 1981. Biological effects of PCB's and PBB on mink and ferrets - A review. In: M.A.Q. Khan & R.H. Stanton (eds.), *Toxicology of halogenated hydrocarbons - Health and ecological effects*. Pergamon Press. Inc.
- Roberts, R.D. & M.S. Johnson. 1978. Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. *Environ. Pollut.* 16: 293-310.
- Robinson, J. & A.N. Crabtree. 1969. The effect of dieldrin on homing pigeons. *Med. Rijksfac. Landbouww. Gent* 34(3): 413-427.
- Roof, A.A.M. 1982. Basic principles of environmental photochemistry. In: O. Hutzinger (ed.). *The handbook of environmental chemistry*. Vol. 2 Part B. Reactions and processes. Springer Verlag Berlin-Heidelberg.
- Roscoe, D.E. & S.W. Nielsen. 1979. Lead poisoning in mallard ducks (*Anas platyrhynchos*). In: *Animals as monitors of environmental pollutants*. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC: 165-176.

- Rose, J. (ed.). 1983. Trace elements in health. A review of current issues. Butterworth & Co. (Publishers) Ltd.
- Rup Lal & D.M. Saxena. 1980. Cytological and biochemical effects of pesticides on micro-organisms. *Residue Reviews* 73: 49-86.
- Salomons, W. 1983. Trace metals in the Rhine, their past and present (1920-1983) influence on aquatic and terrestrial ecosystems. In: G. Müller (ed.), Int. Conf., Heavy metals in the environment Vol. 2. CEP Consultants Ltd.: 764-771.
- Salomons, W. & U. Förstner. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II. Evaluation of environmental impact. *Environmental Technology Letters* 1: 506-517.
- Saner, G. 1980. Toxicity of chromium. In: Current topics in nutrition and disease.
- Scanlon, P.F. 1979. Lead contamination of mammals and invertebrates near highways with different traffic volumes. In: Animals as monitors of environmental pollutants. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington DC: 200-208.
- Schein, L.G. & J.A. Thomas. 1976. Dieldrin and parathion interaction in the prostate and liver of the mouse. *J. Tox. Env. Health* 1: 829-838.
- Scheunert, I., J. Kohli, R. Kaul & W. Klein. 1977. Fate of [¹⁴C] aldrin in crop rotation under outdoor conditions. *Ecotox. & Env. Safety* 1: 365-385.
- Seeger, R. 1976. Quecksilbergehalt der Pilze. *Z. Lebensm. Unters. - Forsch.* 160: 303-312.
- SGBB. 1979. Definitief Milieu-Effectrapport Berging Baggerspecie. Stuurgroep Berging Baggerspecie, Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Grontmij.
- Shacklette, M.T. 1970. Mercury content of plants. In: Mercury in the environment. Geological survey professional paper 713. United States government printing office, Washington.
- Shafiq-ur-Rehman & O. Chandra. 1984. Regional interrelationships of zinc, copper and lead in the brain following lead intoxication. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 157-165.
- Sims, R.C. & M.R. Overcash. 1983. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNA s) in soil-plant systems. *Residue Reviews* 88: 1-68.

- Sin, Y.M., Y.F. Lim & M.K. Wong. 1983. Uptake and distribution of mercury in mice from ingesting soluble and insoluble mercury compounds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 605-612.
- Sittig, M. (ed.). 1980. Pesticide manufacturing and toxic materials control encyclopedia. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey, U.S.A.
- Skerfving. 1972. Organic mercury compounds - relation between exposure and effects. In: L. Friberg & J. Vostal (eds.), *Mercury in the environment*. The Chemical Rubber Co.
- Smelt, J.H. & M. Leistra. 1974. Hexachlorobenzene in soils and crops after soil treatment with pentachloronitrobenzene. *Agriculture and Environment* 1: 65-71.
- Smelt, J.H., L.G.M.Th. Tuinstra, C.A.L.A. Maenhout & W. Luten. 1975. Uptake of DDT and related compounds from soils into forage crops. *Agro-Ecosystems* 2: 133-143.
- Spindler, M. 1983. DDT: Health aspects in relation to man and risk/benefit assessment based there upon. *Residue Reviews* 90: 1-34.
- Spit, B.J. ; A.A.E. Wibowo, V.J. Feron & R.L. Zielhuis. 1981. Ultra-structural changes in the kidneys of rabbits treated with lead acetate. *Arch. Toxicol.* 49: 85-91.
- Stegnar, P., L. Kosta, A.R. Byrne & V. Ravnik. 1973. The accumulation of mercury by, and the occurrence of methyl mercury in, some fungi. *Chemosphere* 2: 57-63.
- Stickel, L.F. 1973. Pesticide residues in birds and mammals. In: C.A. Edwards (ed.), *Environmental pollution by pesticides*. Plenum Publishing Company Ltd.
- Stijve, T. & R. Besson. 1976. Mercury, cadmium, lead and selenium content of mushroom species belonging to the genus *agaricus*. *Chemosphere* 2: 151-158.
- Stijve, T. & R. Roschnik. 1974. Mercury and methyl mercury content of different species of fungi. *Trav. Chim. Aliment. Hyg.* 65: 109-220.
- Strasburger, E., F. Noll, H. Schenck & A.F.W. Schimper (eds.). 1971. *Lehrbuch der Botanik, für Hochschulen*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart.
- Strik, J.J.T.W.A. 1973. Toxicity of hexachlorobenzene (HCB) and hexachlorobiphenyl (HBB). *Med. Fac. Landb. Rijksuniv. Gent* 38(1): 709-716.

- Suzuki, T. 1979. Dose-effect and dose-respons relationships of mercury and its derivatives. In: J.O. Nriagu (ed.), The biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Taylor, D. 1979. A review of the lethal and sub-lethal effects of mercury on aquatic life. *Residue Reviews* 72: 33-70.
- Teixeira, R.M. 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. De Lange van Leer b.v., Deventer.
- Thompson, A.R. 1973. Pesticide residues in soil invertebrates. In: C.A. Edwards (ed.), Environmental pollution by pesticides. Plenum Publishing Company Ltd.
- TNO. 1968. Vogelsterfte door landbouwvergiften. Nota van de werkgroep vogels en zoogdieren van de commissie TNO voor onderzoek inzake nevenwerkingen van bestrijdingsmiddelen. *Landbouwkundig Tijdschrift* 80: 206-214.
- Tu, C.M. & J.R.W. Miles. 1976. Interactions between insecticides and soil microbes. *Residue Reviews* 64: 17-65.
- Van den Brink, F.H. 1978. Zoogdierengids. Elsevier Nederland B.V.
- Van der Drift, J. 1970. Pesticides and soil fauna. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent* 35(1): 707-716-
- Van Driel, W. 1980. Contaminanten in havenslib. Samenstelling van de bovenlaag van 22 loswallen. Instituut voor bodemvruchtbaarheid.
- Van Driel, W., B.J. van Goor & K.W. Smilde. 1977. Zware metalen in havenslib en enkele daarop verbouwde gewassen. Instituut voor bodemvruchtbaarheid, nota 42.
- Van Gestel, C.A.M. 1984. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen: bronnen en verspreiding in het milieu, gedrag en afbraak in de bodem en opname door planten. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieuhygiëne (RIVM).
- Van Lieshout, C.G. 1981. Rapport toxicologisch vervolgonderzoek. Belastings hazen en konijnen met toxische metalen in verband met bodemcontaminatie Broekpolder te Vlaardingen. Centraal Diergeneeskundig Instituut.
- Van Rhee, J.A. 1977. Effects of soil pollution on earthworms. *Pedobiologia* 17: 201-208.
- Van Vliet, L.H.H. & E.N.G. Joosse-van Damme. 1983. Effecten van Hoogoven-emissies in de duinen. *Vakblad voor biologen* 63: 146-149.
- Verhoeve, P. & H. Compaan. 1980. Polycyclische aromatische koolwater-

- stoffen in het Nederlandse milieu. Een oriënterende literatuurstudie. INO.
- Verschuieren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals - second edition. Van Nostrand Reinhold Company Inc.
- Viitisalo, I. 1979. Cadmium, copper, zinc, manganese and iron accumulation in cereal seeds during ironcontaining sewage sludge fertilization. In: R. Perry (ed.), Int. Conf., Management and Control of heavy metals in the environment: 541-544.
- Vos, J.G., H.A. Breeman & H. Benschop. 1968. The occurrence of the fungicide hexachlorobenzene in wild birds and its toxicological importance. A preliminary communication. Med. Rijksfac. Landb. Gent 33(2): 1263-1269.
- Ware, G. 1975. Effects of DDT on reproduction in higher animals. Residue Reviews 59: 119-140.
- Ware, G.W. 1978. The pesticide book. W.H. Freeman and Company.
- Ware, G.W. 1980. Effects of pesticides on nontarget organisms. Residue Reviews 76: 174-201.
- Weaver, R.W., J.R. Melton, DeShin Wang & R.L. Duble. 1984. Uptake of arsenic and mercury from soil by bermudagrass Cynodon dactylon. Envir. Pollut. (ser. A) 33: 133-142.
- Weber, J.B., H.J. Strek, P.J. Shea & H.R. Overcash. 1981. Nonpoint source pollution from PCBs: Bioavailability and inactivation with activated carbon. In: M.A.Q. Khan & R.H. Stanton (eds.), Toxicology of halogenated hydrocarbons - Health and ecological effects. Pergamon Press Inc.
- Wegman, R.C.C., A.W.M. Hofstee & P.A. Greve. 1981. Uptake of organochlorines by plants growing on river and basin sediments. Med. Fac. Landbouw Rijksuniv. Gent 46: 359-365.
- Weisburger, J.H. & G.M. Williams. 1980. Chemical carcinogens. In: Doull, J., C.D. Klaassen & H.O. Amdur (eds.), Casarett and Doull's Toxicology, The basic science of poisons. Macmillan Publishing Co., Inc.
- Wildemaue, C., J. Loutie, L. Schoofs & N. van Larebeke. 1983. The mutagenicity in procaryotes of insecticides, acaricides, and nematocides. Residue Reviews 89: 129-178.
- Williams, G.M. 1981. An epigenetic mechanism of carcinogenicity of organochlorine pesticides. In: M.A.Q. Khan & R.H. Stanton (eds.), Toxicology of halogenated hydrocarbons - Health and ecological ef-

- fects. Pergamon Press. Inc.
- Williams, P.P. 1977. Metabolism of synthetic organic pesticides by anaerobic micro-organisms. *Residue Reviews* 66: 63-135.
- Windom, H.L. & D.R. Kendall. 1979. Accumulation and biotransformation of mercury in coastal and marine biota. In: J.O. Nriagu (ed.), *The biogeochemistry of mercury in the environment*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Wolcott, A.R. 1970. Retention of pesticides by organic materials in soils. In: *Pesticides in the soil: ecology, degradation & movement*. Int. Symp. on pesticides in the soil. February 25-27, 1970, Michigan State University, East Lansing.